



ENSP

ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

Ingénieurs du Génie Sanitaire

Mémoire de fin d'études

2001-2002

**CARACTERISATION, TRAITEMENT ET VALORISATION
DES SOUS-PRODUITS D'ASSAINISSEMENT PLUVIAL**

Présenté par :

Anne-Marie LISSALDE
Ingénieur ENSIL

Lieu de stage : CETE du Sud-Ouest

Maître de stage :

M. Jean-Daniel BALADES
CETE du Sud-Ouest

Référent pédagogique :

M. Rémi DEMILLAC
Département EGERIES

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont tout d'abord à Jean-Daniel Baladès et Yves Ruperd, responsables de la section RTU du CETE du sud-ouest pour m'avoir accueillie dans leur service et pour les conseils de M. Baladès durant le stage.

Je remercie vivement Rémi Demillac, responsable du département EGERIES, pour sa disponibilité et son aide précieuse qui m'ont permis de mener à bien ce mémoire, ainsi que Séverine Deguen, professeur à l'ENSP, dont les conseils statistiques m'ont été très utiles.

J'adresse également mes remerciements à Cédric Durand et Véronique Ruban, chercheurs au Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, qui m'ont aidée dans ma recherche bibliographique et qui m'ont fait profiter des résultats de leur recherche.

Un grand merci à M. Jacques GRAND et à la ville de Limoges qui m'ont autorisée à réaliser des prélèvements de sables sur leur station d'épuration, ainsi qu'à Aurélie de Monpezat et aux agents d'exploitation qui m'ont aidée à récupérer les échantillons.

Merci au personnel de la salle d'essai du Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées : leur enseignement m'a été précieux pour la réalisation de la partie expérimentale de ce mémoire.

Enfin, je remercie l'ensemble du personnel de la section RTU et des stagiaires du laboratoire régional pour leur accueil et leur sympathie.

RESUME

Les sous-produits d'assainissement pluvial (SPAss) sont omniprésents sur le territoire national. Prélevés en différents points du réseau d'assainissement et du réseau routier, ils représentent plus de 10 millions de tonnes de matière sèche par an en France. En l'absence de toute réglementation spécifique à ces produits, de nombreuses voies d'élimination ou de réutilisation coexistent même si certaines présentent un danger pour l'environnement et la santé publique. L'évolution de la réglementation, qui incite les producteurs à valoriser leurs déchets, et le coût dissuasif de leur élimination ont conduit les professionnels à trouver des débouchés plus pertinents aux SPAss : la fabrication de béton, la réhabilitation de sols et la réutilisation en remblai. Des installations de lavage des SPAss se multiplient, en vue d'obtenir, après traitement, des caractéristiques mécaniques et chimiques compatibles avec ces usages. Des expériences réalisées sur l'installation de Limoges ont montré que les sables lavés avaient toutes les caractéristiques requises pour être réutilisées en remblai, quel que soient les conditions météorologiques sous lesquelles ils ont été prélevés. Les autres voies de valorisation n'ont pas fait l'objet d'une étude expérimentale ; toutefois, les exigences mécaniques inhérentes à l'utilisation d'un matériau pour la fabrication de béton sont beaucoup plus drastiques que pour le remblai. Actuellement, il est encore difficile de garantir une qualité constante de sables lavés ; par conséquent, la fabrication de béton à partir des SPAss semble plus difficile à mettre en œuvre, à moins de mettre en place un système de traçabilité garantissant la qualité des sables lavés. L'évaluation des risques sanitaires n'a été envisagée que dans le cas d'une utilisation en remblai. Elle n'a pu être menée intégralement du fait du manque de données analytiques et des trop grandes incertitudes. Ainsi, seul un scénario d'exposition a été envisagé : il correspond à la contamination, par les lixiviats des sables lavés, d'une nappe phréatique servant de ressource en eau potable à des populations. L'analyse de risque a porté sur les teneurs résiduelles en métaux lourds de l'eau de la nappe, obtenues à partir des résultats de tests de lixiviations sur les sables lavés selon la norme X 31-210. En effet, seuls les métaux sont analysés par ce protocole ; aucune concentration en HAP n'est aujourd'hui disponible.

Dans le cas d'une nappe peu puissante (200 m.an^{-1}), et pour les concentrations maximales observées dans les lixiviats, le quotient de danger est seulement inférieur à 1 d'un facteur 4. Il n'est donc pas possible de conclure avec certitude à une absence de risque sanitaire lié aux métaux dans ces conditions. En outre, cette évaluation occulte de nombreux paramètres, tant relatifs aux protocoles expérimentaux, qu'à l'exposition ou aux polluants pris en compte. Par conséquent, le principe de précaution commande de ne pas réutiliser les SPAss lavés dans les milieux vulnérables (présence de nappes, de cours d'eaux ou d'usages sensibles) tant que les connaissances ne permettent pas de statuer plus précisément sur les risques encourus par les populations potentiellement exposées.

CHARACTERIZATION, TREATMENT AND RE-USE OF BY-PRODUCTS FROM RAIN SANITATION

SUMMARY

The by-products from rain sanitation pose large problems of management to the owners of sanitation networks and roadway systems. The quantities staked, the variability of their granulometric and chemical characteristics and the regulation evolution complicate their assumption of responsibility. They followed up to here the way of domestic and related waste disposal or were spread on arable lands as well as STEP sludge. Gradually, this situation evolves : since ten years, cleaning facilities set up on the territory and treat those sludge with the aim of re-use them. An experimental study carried out on sands from Limoges cleaning installation underlines their technical compatibility with the requirements of re-use in backfilling ; it joined in this direction the conclusions obtained on Roissy-in-France facility. Others ways of re-use can be interesting, as soils rehabilitation or concrete manufacture, but it was not still studied and the last one needs more exacting characteristics than backfilling to be re-used. Whereas sands cleaned in such installations seems to be good-quality products, current treatment process pose a significant problem : water use for cleaning carry a large part of sands pollution that can contaminate STEP sludge. Consequently, alternative sediment management should be put in place, like a sorting out at sources and separate treatments, taking care of sands origin and pollution.

The health risks assessment inherent in a re-use in backfilling has been only partially studied because of insufficient scientific data (concentrations, volatility, exposure...). It can't conclude with a lack of health risk linked to water consumption contaminated by leachates from sands because the value of the hazard quotient is too close to 1. Moreover, this evaluation relates only to the ground water subjacent with the backfilling, and just concerns heavy metals risks. It must be extended to the other poisons and all ways of exposure.

Sommaire

<u>INTRODUCTION</u>	1
<u>I. Les sous-produits d'assainissement pluvial</u>	3
<u>I.1 Le gisement</u>	3
<u>I.2 Caractéristiques des sédiments</u>	4
<u>I.2.1 Granulométrie</u>	4
<u>I.2.2 Caractéristiques chimiques</u>	6
<u>II. Devenir des sous-produits et débouchés potentiels</u>	11
<u>II.1 Etat des lieux des filières d'élimination des SPAss</u>	11
<u>II.1.1 Les boues de curage des bassins routiers et autoroutiers</u>	11
<u>II.1.2 Les boues de curage des fossés</u>	11
<u>II.1.3 Les autres types de SPAss</u>	12
<u>II.2 Les traitements</u>	12
<u>II.2.1 Le lavage à l'eau</u>	12
<u>II.2.2 Efficacité de ce système de lavage</u>	13
<u>II.2.3 Limites de la méthode</u>	14
<u>II.2.4 Une alternative : La séparation par voie sèche</u>	15
<u>II.3 Opportunité des différentes filières d'élimination</u>	15
<u>II.3.1 Le dépôt en Centre d'Enfouissement Technique de classe 2 (CET 2)</u>	15
<u>II.3.2 La réutilisation en agriculture</u>	15
<u>II.3.3 Autres pratiques</u>	16
<u>II.4 Les débouchés potentiels</u>	16
<u>II.4.1 La fabrication de béton</u>	17
<u>II.4.2 La réhabilitation de sols</u>	18
<u>II.4.3 Le remblai</u>	18
<u>III. Evaluation de la compatibilité mécanique des sables lavés avec la valorisation en remblai</u> 20	
<u>III.1 Synthèse bibliographique</u>	20
<u>III.2 Validation expérimentale de la compatibilité mécanique des sables avec la valorisation en remblai</u>	21
<u>III.2.1 Justification de la démarche</u>	21
<u>III.2.2 Choix et présentation du site expérimental</u>	21
<u>III.2.3 Programme d'échantillonnage</u>	22
<u>III.2.4 Résultats obtenus et interprétation</u>	24
<u>III.2.5 Influence du cycle de production sur la qualité des sables</u>	29
<u>III.2.6 Evolution temporelle des paramètres de classification des sables lavés</u>	30

<u>III.2.7</u> <u>Conclusion</u>	30
<u>III.3</u> <u>Reflexion pour l'amelioration de la gestion des Spass</u>	30
<u>III.3.1</u> <u>Le contexte</u>	30
<u>III.3.2</u> <u>Les perspectives</u>	31
<u>III.3.3</u> <u>Les contraintes sanitaires</u>	31
<u>IV.</u> <u>Evaluation des risques sanitaires inhérents a la valorisation des sables en remblai</u>	31
<u>IV.1</u> <u>Première approche</u>	31
<u>IV.2</u> <u>Démarche à suivre</u>	33
<u>IV.3</u> <u>Démarche d'évaluation des risques sanitaires</u>	33
<u>IV.3.1</u> <u>L'Etude des dangers</u>	34
<u>IV.3.2</u> <u>Le choix des indicateurs</u>	38
<u>IV.3.3</u> <u>Les voies d'exposition</u>	44
<u>IV.3.4</u> <u>Evaluation des risques liés à une exposition par ingestion via l'eau potable</u>	44
<u>CONCLUSION</u>	49
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	51
<u>Liste des annexes</u>	53

TABLE DES FIGURES

<u>Figure 1 : Répartition des volumes de boues et sédiments extraits lors de l'entretien de différents ouvrages d'assainissement</u>	3
<u>Figure 2 : Comparaison des quantités de sous-produits d'assainissement récoltées chaque année avec les boues de STEP, les mâchefers et les déchets compostables</u>	4
<u>Figure 3 : Granulométrie cumulée des différents types de sédiments</u>	6
<u>Figure 4 : Répartition granulométrique des différents polluants des SPAss</u>	10
<u>Figure 5 : Devenir des boues de curage des bassins routiers et autoroutiers pour 17 DDE et 10 districts SANEF interrogés [2]</u>	11
<u>Figure 6 : Devenir des boues de curage des fossés pour 35 DDE et quelques districts SANEF interrogés (d'après [2])</u>	12
<u>Figure 7 : Bilan massique des composantes des sous-produits d'assainissement séparées par le pilote ACTISEP B12</u>	13
<u>Figure 8 : Procédure d'obtention d'un échantillon représentatif à partir de l'échantillon initial</u>	23
<u>Figure 9 : Evolution des indicateurs statistiques en fonction de la granulométrie</u>	24

TABLE DES TABLEAUX

Tableau I : Sources de données concernant la granulométrie des sédiments	4
Tableau II : Bilan des caractéristiques granulométriques des sous-produits d'assainissement pluvial	5
Tableau III : Sources bibliographiques concernant les caractéristiques chimiques des sédiments	7
Tableau IV : Synthèse des caractéristiques des sous-produits d'assainissement pluvial en fonction de leur provenance	9
Tableau V : Quantification et répartition des hydrocarbures dans les bassins d'infiltration et les produits de balayage des voiries	10
Tableau VI : Résultats moyens obtenus sur les eaux, non décantées, issus du pilote de lavage de sables ACTISEP B12 (CETE Sud-Ouest, 1998) et à l'échelle industrielle [12]	14
Tableau VII : Composition et propriétés géotechniques des sables lavés par le procédé ECOSABLE	20
Tableau VIII : Résultats de la classification des échantillons de sables suivant la norme NF P 11-300	26
Tableau IX : Influence de la pluviométrie sur la teneur en eau et le tamisat à 2 mm (test de comparaison de deux moyennes)	27
Tableau X : Influence de la pluviométrie sur la teneur en eau et les différents tamisats (χ^2)	28
Tableau XI : Influence de la pluviométrie sur le classement des sables	29
Tableau XII : Influence du cycle sur la teneur en eau et le tamisat à 2 mm (tests du χ^2)	29
Tableau XIII : Test de l'évolution temporelle des paramètres caractéristiques des sables ...	30
Tableau XIV : Potentiel lixiviable du sable traité par le procédé ECOSABLE – Comparaison avec les normes pour les mâchefers "V"	32
Tableau XV : Teneur en polluants de sables après traitement	39
Tableau XVI : Méthode de choix des indicateurs pour l'évaluation des risques	42
Tableau XVII : Détermination de la mobilité environnementale des HAP	43
Tableau XVIII : Résultats des tests de lixiviation (norme X 31-210)	45
Tableau XIX : Comparaison des concentrations en métaux dans les lixiviats avec les limites de potabilité du décret 2001-1220	46

Liste des sigles utilisés

Ab : Absorption d'eau

ATSDR : Agency for Toxic Substance and Disease Registry

BRGM : Bureau de Recherche Géologique et Minière

BTP : Bâtiment Travaux Publics

Cd : Cadmium

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CETE : Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

Cr : Chrome

CREED : Centre de Recherche pour l'Environnement, l'Energie et le Déchet

Cu : Cuivre

DDE : Direction Départementale de l'Equipement

ENSIL : Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges

ENTPE : Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat

EPA : Environmental Protection Agency

FS : Friabilité des Sables

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HC : Hydrocarbures

Hg : Mercure

IFP : Institut Français du Pétrole

LA : Los Angeles

LCPC : Laboratoire Central des Ponts et Chaussées

LSE : Laboratoire des Sciences de l'Environnement

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement – *Nouvelle dénomination : Ministère de l'Ecologie et du développement durable*

MF : Modifying Factor

MO : Matières Organiques

MRL : Minimal Risk Level

MS : Matières Sèches

Ni : Nickel

ONR : Observatoire National de la Route

Pb : Plomb

Qd : Quotient de Danger

RfD : Dose de Référence

SANEF : Société des Autoroutes du Nord et de l'Est de la France

SETRA : Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes

SPAss : Sous-Produits d'Assainissement

STEP : Station d'Epuraton

TCL : Théorème Central Limite

UF : Uncertainty Factor

VBS : Valeur au Bleu d'un Sol

Vsi : Valeur spécifiée inférieure

Vss : Valeur spécifiée supérieure

VTR : Valeurs Toxicologiques de Référence

Zn : Zinc.

INTRODUCTION

Les textes réglementaires de ces 30 dernières années en matière d'environnement ont insisté sur la nécessité de promouvoir le recyclage et la valorisation des déchets, dans une optique de gestion patrimoniale, communément appelée « politique de développement durable » depuis le sommet de Rio de 1992.

Ainsi, dès 1975, la Directive du Conseil n° 75/442/CEE du 15 juillet 1975 incite les pays membres à valoriser leurs déchets, « considérant qu'il importe de favoriser la récupération des déchets et l'utilisation des matériaux de récupération afin de préserver les ressources naturelles ».

La réglementation française, par la loi 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination et à la récupération des matériaux, modifiée le 13 juillet 1992, renforce cette volonté en stipulant que seuls les déchets ultimes, à savoir les déchets *résultant ou non du traitement d'un déchet, qui ne sont pas susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de leur caractère polluant ou dangereux*, seront admis en décharge à compter du 1^{er} juillet 2002. Certes, les réalités du terrain (43% des déchets envoyés en décharge en 2002, 12 000 décharges non autorisées encore en fonctionnement [1]) ont conduit la ministre de l'Ecologie et du développement durable, Roselyne Bachelot, à repousser cette échéance. Toutefois, la circulaire du 28 juin dernier adressée aux préfets ne remet pas en cause les fondements de la loi de 92 et incite à poursuivre la lutte contre les décharges non respectueuses de l'environnement, même si l'accueil de déchets non ultimes n'est plus désormais un motif de fermeture suffisant. En effet, selon la ministre de l'Ecologie et du développement durable, la définition du déchet ultime est « ambiguë et juridiquement inopérante » ; ainsi, la circulaire du 28 juin précise que « le caractère ultime d'un déchet s'apprécie au regard du système global de collecte et de traitement » et renvoie les collectivités à leurs responsabilités, notamment en matière de plans départementaux d'élimination des déchets. La consultation des élus, industriels et administrations qui devrait avoir lieu avant le 30 septembre prochain permettra au ministère de donner les orientations futures et les nouvelles échéances relatives à l'élimination et la valorisation des déchets. Elle devrait déboucher sur la définition d' « une période transitoire au cours de laquelle les retardataires seront fortement incités à mettre en place les investissements nécessaires ».

Plus spécifiquement, la circulaire conjointe du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) et du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, en date du 15 février 2000, vise à favoriser la mise en place de plans de gestion départementaux des déchets du BTP. Elle sera renforcée par la Circulaire conjointe de la

Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques et de la Direction des Routes n° 2001-39 du 18 juin 2001, qui « pose l'obligation de recycler et de valoriser au maximum les matériaux, déchets ou sous-produits issus de l'ensemble du secteur d'activité du bâtiment et des travaux publics, dans le respect des exigences technologiques, environnementales et de santé publique ».

Ces contraintes réglementaires s'appliquent en particulier aux « sous-produits d'assainissement pluvial » (SPAss). Ce terme désigne les solides recueillis lors de l'entretien des voiries, chaussées et fossés, et du curage des divers ouvrages d'assainissement, unitaires ou séparatifs (avaloirs, collecteurs, chambres à sable, dessableurs de stations d'épuration et bassins de retenue urbains ou routiers).

Leur valorisation potentielle est toutefois tributaire de la maîtrise de l'impact environnemental et sanitaire lié à leur pollution intrinsèque : ils sont généralement constitués d'un noyau minéral, qui provient de la dégradation des chaussées, des chantiers urbains, de l'érosion des sols et du transport des particules, entouré d'une gangue organique sur laquelle s'adsorbe la pollution en provenance des toitures, des surfaces imperméabilisées ou du sol.

La nature de la pollution transportée par les eaux de ruissellement est très variable en fonction des caractéristiques du bassin versant, et de l'activité humaine qui s'y développe. On trouve principalement des encombrants, de la matière organique, des nutriments, des métaux lourds, des micropolluants organiques et des microorganismes. Dans certaines conditions, d'autres éléments s'y ajoutent, comme les chlorures et cyanures, qui proviennent des activités de salage des routes en hiver, ou de la proximité marine pour les chlorures.

L'objectif de ce mémoire est donc multiple : il s'agit de caractériser les sédiments d'un point de vue mécanique, chimique et toxicologique, d'identifier les voies de valorisation potentielles de façon à apprécier la compatibilité mécanique de SPAss à être valorisés dans un premier temps, et d'évaluer les risques sanitaires potentiels en fonction des voies de valorisation, lorsque les connaissances scientifiques le permettent.

La viabilité économique et opérationnelle de la valorisation des SPAss sera étudiée en parallèle.

I. LES SOUS-PRODUITS D'ASSAINISSEMENT PLUVIAL

I.1 LE GISEMENT

L'extrapolation sur le territoire national des données acquises par l'Observatoire National de la Route [2] sur les volumes de boues récoltés lors du curage des fossés et des bassins routiers et autoroutiers dans 30 départements, et l'estimation effectuée par le CETE du Sud-Ouest des tonnages de produits issus du balayage des voiries et du curage des collecteurs et avaloirs sur la Communauté Urbaine de Bordeaux [3], a donné lieu aux résultats présentés dans la figure 1.

La densité moyenne des sous-produits de balayage, de curage des avaloirs et collecteurs a été prise égale à 1,6 et l'extrapolation a été réalisée en fonction du nombre de départements d'une part (données de l'ONR), et du rapport relatif de la superficie de la CUB par rapport au territoire national d'autre part (données du CETE Sud-Ouest).

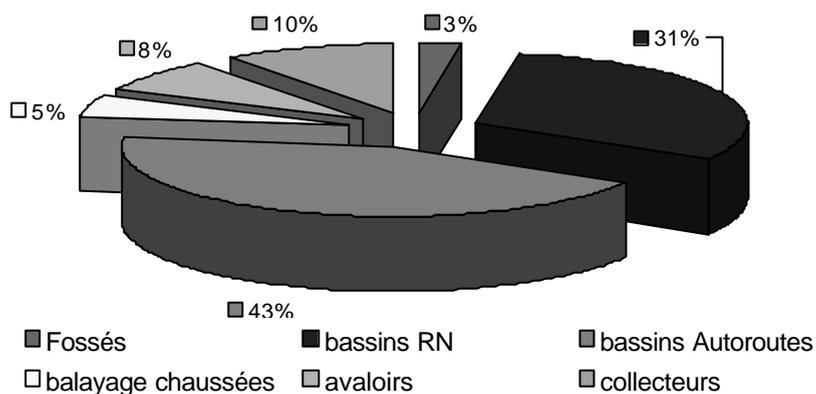


Figure 1 : Répartition des volumes de boues et sédiments extraits lors de l'entretien de différents ouvrages d'assainissement

La majorité des sous-produits provient du curage des bassins routiers et autoroutiers. Le curage des fossés, des collecteurs et avaloirs et du balayage des voiries est anecdotique en terme de quantité récupérée. Il existe toutefois un biais certain dans ces données : les sédiments récupérés sur les routes départementales et communales sont certainement plus nombreux que ceux des routes nationales et autoroutes car le linéaire de voiries correspondant est nettement plus important ; mais, du fait de la diversité des gestionnaires de ces réseaux, il est difficile d'en connaître précisément les quantités.

Globalement, les sous-produits d'assainissement pluvial constituent un gisement non négligeable par rapport aux autres types de déchets susceptibles d'être valorisés en agriculture ou en techniques routières (cf. figure 2).

Pour réaliser cette comparaison, les tonnages de matière sèche des boues de fossés et de bassins ont été obtenus en prenant une densité moyenne de 1,2 et des teneurs en eau égales respectivement à 50 et 20% pour les bassins et les fossés.

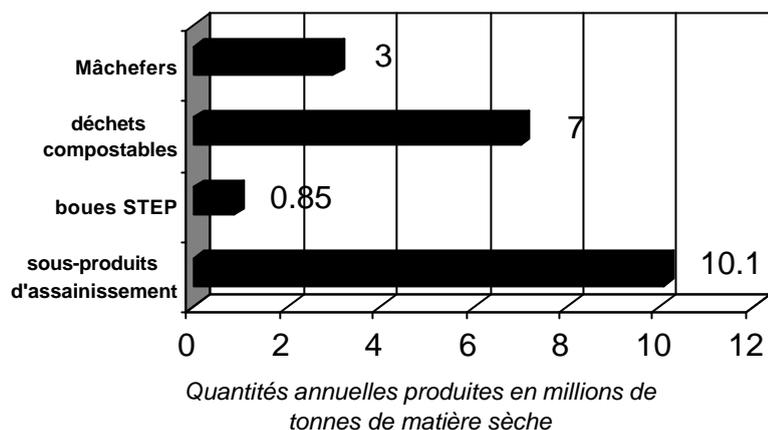


Figure 2 : Comparaison des quantités de sous-produits d'assainissement récoltés chaque année avec les boues de STEP, les mâchefers et les déchets compostables

Les tonnages de SPAss obtenus sont très supérieurs aux boues de STEP et du même ordre de grandeur que les déchets compostables et les mâchefers.

Les enjeux économiques liés à la gestion de ces sous-produits sont donc considérables et il devient urgent de mettre en place des filières de valorisation, tout en limitant les impacts environnementaux et sanitaires et en prenant en compte l'évolution de la réglementation.

I.2 CARACTERISTIQUES DES SEDIMENTS

I.2.1 Granulométrie

Un certain nombre de types de sédiments ont fait l'objet d'une analyse granulométrique. La synthèse des résultats obtenus est présentée dans le tableau II ; le tableau I précise quant à lui l'origine des données retenues et le mode de prélèvement des échantillons.

Tableau I : Sources de données concernant la granulométrie des sédiments

Lieu de prélèvement	Source d'information	Mode de prélèvement
Avaloirs	Sermanson, 1998 [4]	Curage
Bassin décantation	Action SETRA, 2000 [5]	Pelle + truelle inox
Voiries centre-ville	Berga, 1998 [6]	Aspirateur + jet d'eau sous pression
Voiries zone résidentielle	Berga, 1998	
Voiries chaussée	Berga, 1998	
Dessableur STEP	Sermanson, 1998	Curage
Collecteurs séparatifs EP	Sermanson, 1998	
Collecteurs séparatifs EU	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 [7]	Non précisé

Tableau II : Bilan des caractéristiques granulométriques des sous-produits d'assainissement pluvial

Provenance des sous-produits	d<5	d<2	d<1	d<0,4	d<0,2	d<0,1	d<0,08	d10	d50
Avaloirs	85 - 90	67 - 81	57 - 71	31 - 43	15 - 16	10 - 11,0	9 - 10,0	0,08 - 0,3	0,5 - 0,85
Bassins décantation		98,9	97,4	71,6	29,3	13,1	10,2		
Voiries centre-ville	85 - 98	54 - 86	39 - 74	21 - 38	9 - 12,0	4 - 7,0	3 - 6,0	0,2	0,75
Voiries zone résidentielle	88 - 100	68 - 83	54 - 69	6,0 - 39	6,0 - 16	6,0 - 10	5,0 - 9	0,15	0,72
Voiries chaussée	84 - 91	66 - 85	54 - 77	25 - 48	11,0 - 21	6,0 - 10	5,0 - 9	0,11	0,69
Dessableurs STEP	82	59	48	23	4	2	2	0,27	1,2
Collecteurs séparatifs EP	66	48	38	17	2	0	0		2,25
Collecteurs séparatifs EU	> 69,8	63,4	58,4	30,14	7				

La moyenne des valeurs présentées dans le tableau II a permis de tracer les courbes granulométriques des différents types de sédiments (cf. figure 3).

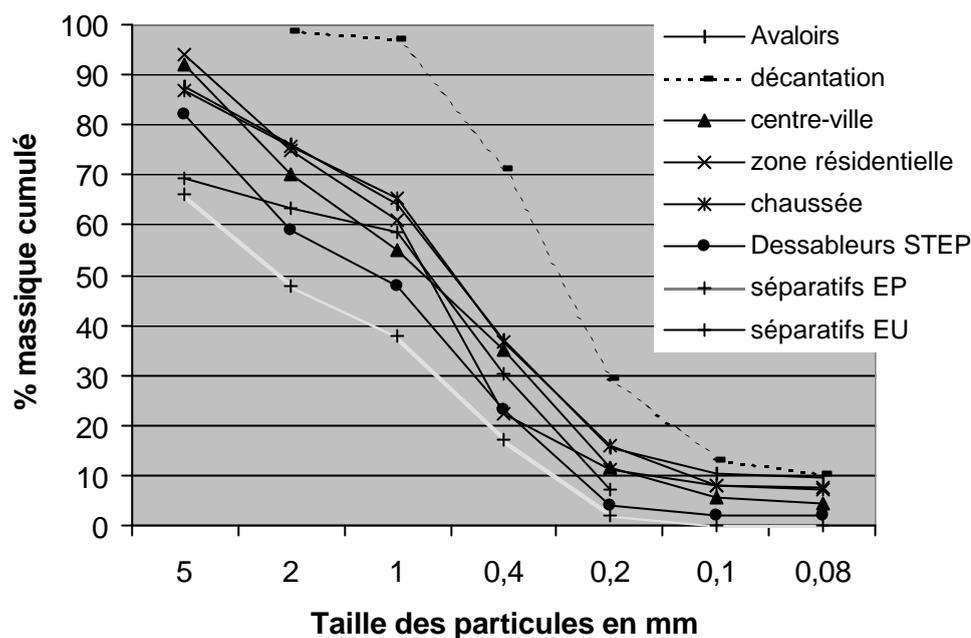


Figure 3 : Granulométrie cumulée des différents types de sédiments

Les profils granulométriques sont tous quasiment identiques. Seule la taille des différents sédiments varie en fonction de leur provenance. Ainsi, les boues de bassins de décantation sont de loin les plus fines, tandis que les sédiments les plus grossiers proviennent de l'hydrocurage des réseaux et du curage des dessableurs de STEP.

Ceci s'explique en partie par un biais de prélèvement : l'hydrocurage ne permet pas la récupération des fines qui sont relarguées avec les eaux d'essorage.

Dans tous les cas, les particules fines (< 80µm) sont minoritaires dans les SPAss, inférieures à 10%.

I.2.2 Caractéristiques chimiques

La quantité de pollution portée par les sous-produits d'assainissement pluvial est très variable. Le type d'ouvrage à partir duquel ils sont récoltés, le mode de prélèvement, la zone géographique, le bassin versant, le trafic automobile... influent énormément sur les caractéristiques des sédiments.

De nombreuses études ont tenté d'appréhender la nature et l'abondance de cette pollution, et les résultats obtenus confirment cette variabilité.

Par conséquent, au regard des différents protocoles utilisés dans ces études, il n'apparaît pas opportun d'utiliser des concentrations moyennes, mais plutôt de travailler sur la dispersion des valeurs obtenues.

Le tableau III présente les sources bibliographiques à partir desquelles les données ont été extraites.

Tableau III : Sources bibliographiques concernant les caractéristiques chimiques des sédiments.

Lieu de collecte	Sources d'information	Mode de prélèvement
Avaloirs	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 [7] ; Desbordes, 1994 [7] ; Sermanson, 1998 ; Kempf, 2001; IRH, 1983 [7]	Hydrocureuse, prélèvement dans ouvrage
Bassins décantation	Kempf, 2001; Chebbo, 1992 [7]; Florez- Rodriguez et al, 1993 [7]; Baladès, 1995 [7]	curage
Bassins infiltration	Caquel & Claire, 1998 [8]	
Bassins (global)	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 ; Sermanson, 1998	curage
Voirie centre-ville	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 ; CSTB, 1989 [7]	balayage rotatif - hydrocureuse
Voirie zone industrielle	Yamada et al., 1993 [7]; Latimer et al., 1990 [7]	Balayage + seau
Voirie zone résidentielle	Yamada et al., 1995 ; Hamilton et al, 1984 [7]; Latimer et al., 1990	aspiration ou balayage + pelle
Voirie chaussée	Berga, 1998	aspirateur + jet eau sous pression
Fossés	Kempf, 2001	non précisé
Dessableurs STEP	Sermanson, 1998	curage
Collecteurs séparatifs EP	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 ; Sermanson, 1998 ; IRH, 1983-1995 [7]	
Collecteurs séparatifs EU	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 ; IRH, 1983 ; Desbordes, 1994	Hydrocureuse, prélèvement dans ouvrage
Collecteurs unitaires	Delattre & Bertrand-Krajewski, 1996 ; IRH, 1995 ; Desbordes, 1994	Hydrocureuse, prélèvement dans ouvrage

Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableau IV ci-après. A l'exception des sédiments de voiries, les données présentées ont été récoltées sur le territoire national.

Les SPAss ont globalement une siccité importante (>60%), exceptés ceux issus des bassins de retenue qui sont la plupart du temps en contact avec l'eau.

Les sédiments de voiries, de fossés, de dessableurs et de collecteurs d'eaux pluviales sont peu chargés en matière organique (<10 %) contrairement aux boues de bassins, aux sédiments d'avaloirs et de collecteurs d'eaux usées. Un traitement particulier sera

nécessaire pour abattre le taux de MO de ces derniers à des seuils <10 % et les valoriser en techniques routières.

La pollution métallique, en particulier le cuivre, le zinc et le plomb se concentre dans les bassins de décantation ; les sédiments des bassins d'infiltration sont beaucoup moins chargés en métaux. Globalement, excepté pour les sédiments de fossés, de dessableurs ou de collecteurs pluviaux, la pollution métallique (Pb, Cu, Zn) est très importante, et bien supérieure aux valeurs néerlandaises de base, et *a fortiori* d'intervention. Seule la pollution par le cadmium est relativement faible, mis à part pour les bassins de décantation.

La norme Néerlandaise, à laquelle de nombreuses études font référence, n'a pas d'existence légale en France ; toutefois, du fait de l'absence de réglementation nationale en matière de réhabilitation des sols, ce sont ces valeurs qui sont utilisées comme référence par les DRIRE et les services d'inspection des installations classées [9].

Toutefois, en ce qui concerne la pollution par les hydrocarbures totaux, les teneurs des différents sédiments sont bien supérieures au seuil de 1000 mg/kg établi par l'IFP, correspondant à un sol sérieusement pollué. Seules les teneurs en hydrocarbures totaux des sédiments de fossés, des dessableurs de STEP et des collecteurs séparatifs sont notablement en dessous de ce seuil.

La charge des sous-produits en HC totaux, dont certains d'entre eux sont cancérigènes, pourra constituer un obstacle à leur valorisation, si les techniques de lavage ne sont pas suffisamment performantes vis-à-vis de ce paramètre.

Les sédiments les moins pollués, à savoir ceux issus des fossés, des dessableurs de STEP, des bassins d'infiltration pluviaux, et des surfaces imperméabilisées, devront, à l'avenir, être traités différemment des sédiments les plus chargés en polluants, issus des réseaux d'assainissement, des avaloirs et des bassins de décantation. Une attention particulière devra toutefois être portée aux hydrocarbures pour les sédiments récoltés sur les surfaces imperméabilisées.

D'une façon générale, les prélèvements par hydrocurage, qui laissent échapper les fines particules, sont moins pollués que les prélèvements directs dans l'ouvrage : ils constituent le plus souvent la valeur basse de l'intervalle de variation.

Tableau IV : Synthèse des caractéristiques des sous-produits d'assainissement pluvial en fonction de leur provenance.

Lieu de collecte	MS (%)	MO (% MS)	Pb (mg/kg MS)	Cu (mg/kg MS)	Zn (mg/kg MS)	Cd (mg/kg MS)	HC (mg/kg MS)
Avaloirs	10 - 91,5	4,3 - 36,1	40 - 1316	70 - 270	125 - 1520	0,2 - 8,8	73 - 2865
Bassins décantation	38,3 - 43,4	17 - 24,2	160 - 885	140 - 550	725 - 3850	2,2 - 795	240 - 1298
Bassins infiltration			18 - 130	10,0 - 83	33 - 375		191 - 1650
Bassins global	15 - 80	6,0 - 40	30 - 885	15 - 620	50 - 3850	2,02 - 795	170 - 15700
Voiries centre-ville	57,2 - 90,2	7	460 - 1602	68	435 - 524	0,75	978
Voiries zone industrielle			488,3 - 1410	228	665 - 1445	0,73 - 3,4	
Voiries zone résidentielle			121 - 1045	14,9 - 181	47,8 - 401	0,04 - 2,2	
Chaussée (BV urbanisé)			256 - 613	85 - 198	341 - 1745	0,8 - 2,2	325 - 5102
Fossés	81,6	3,0 - 6,6	20 - 187	18 - 40	50 - 200	0,2 - 1	500-523,3
Dessableurs STEP	60,22	7,18	219		857	4,8	360
Collecteurs séparatifs EP	82,8 - 90	1,1 - 10,8	21 - 245	22 - 210	105 - 742	0,02 - 7,2	4,2 - 134
Collecteurs séparatifs EU	61,2 - 81,4	0,6 - 85,5	18 - 960	414	380 - 770	0,12 - 7	10,0 - 29
Collecteurs unitaires	66,1 - 77	2,0 - 41,5	86 - 1400	50 - 830	148 - 10100	0,4 - 10,6	25 - 2031
Teneurs hollandaises base-intervention [101]			85 - 530	36 - 190	140 - 720	0,8 - 12	

La valeur de base constitue l'objectif de qualité à maintenir.

La valeur d'intervention indique une sérieuse contamination du site.

Les techniques de traitement actuelles ont été élaborées à partir de ce constat : elles reposent sur une séparation granulométrique des sédiments ; la majeure partie de la pollution est éliminée avec la fraction fine, et la fraction > 80 µm est récupérée pour être valorisée.

II. DEVENIR DES SOUS-PRODUITS ET DEBOUCHES POTENTIELS

II.1 ETAT DES LIEUX DES FILIERES D'ELIMINATION DES SPASS

II.1.1 Les boues de curage des bassins routiers et autoroutiers

L'enquête déchets réalisée par l'Observatoire National de la Route en 2000 [2] a permis d'identifier le devenir des boues issues du curage des bassins de retenue et d'infiltration présents à proximité des principaux axes routiers et autoroutiers.

Comme l'indique la figure 5, les pratiques d'élimination diffèrent selon les gestionnaires des équipements (services déconcentrés de l'état ou concessionnaire privé).

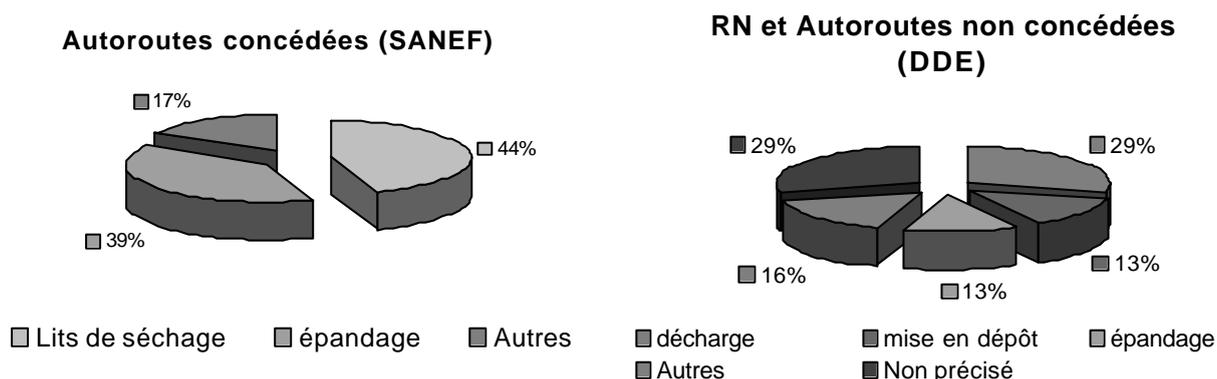


Figure 5 : Devenir des boues de curage des bassins routiers et autoroutiers pour 17 DDE et 10 districts SANEF interrogés [2]

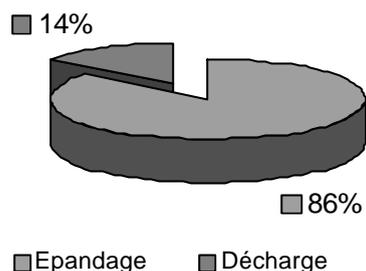
Le terme "autres" désigne le dépôt en terre maraîchère, l'incinération, la remise à l'entreprise, à l'exploitant, au particulier, l'utilisation en calage d'accotement...

Les voies d'élimination de ces boues sont donc multiples, mais la plupart d'entre elles ne sont pas pérennes au regard de l'évolution du contexte réglementaire et des connaissances scientifiques, notamment en terme d'impact sur l'environnement et la santé publique ; c'est le cas, entre autres, de la mise en décharge, de l'épandage ou de la mise en dépôt.

II.1.2 Les boues de curage des fossés

Les boues de curage des fossés sont éliminées de la même façon que les boues de bassins (figure 6); par conséquent, les mêmes problèmes se poseront à l'avenir.

Autoroutes concédées (SANEF)



RN et Autoroutes non concédées (DDE)

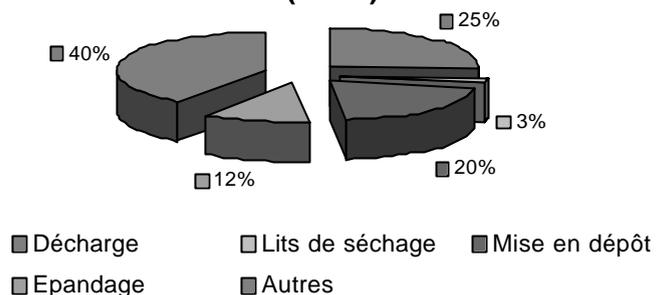


Figure 6 : Devenir des boues de curage des fossés pour 35 DDE et quelques districts SANEF interrogés (d'après [2])

II.1.3 Les autres types de SPAss

Une enquête réalisée durant les mois de juin à août 2002 [12] auprès des exploitants d'installations de lavage de sables (15 exploitants contactés, 8 réponses obtenues soit un pourcentage de réponses supérieur à 53%) a permis d'obtenir des informations quant au devenir des autres types de SPAss (cf. annexes 1 et 2).

Ainsi, les sables issus de dessableurs de STEP, du balayage des voiries, et du curage des réseaux d'assainissement et des bassins routiers sont le plus souvent envoyés vers des installations de lavage, avant d'être éliminés ou valorisés. La valorisation reste encore aujourd'hui peu développée : seuls 37% des exploitants déclarent valoriser leurs sables, mais en partie seulement, le reste de la production étant envoyé en décharge.

Le débouché majoritaire est donc toujours le CET de classe 2. Le lavage est dans ce cas un moyen pour diminuer les volumes et le coût de transport et de mise en décharge.

II.2 LES TRAITEMENTS

Pour atteindre les objectifs de qualité requis pour la mise en décharge ou la valorisation, les SPAss devront subir des traitements adaptés en fonction de la pollution initialement contenue dans les sédiments d'une part, et de l'usage présumé des sables lavés d'autre part.

II.2.1 Le lavage à l'eau

La filière de traitement comporte 3 ou 4 étapes selon les installations:

- Le criblage permet dans un premier temps de retenir les encombrants et éléments grossiers, qui suivent ensuite la filière d'élimination des déchets ménagers et

assimilés (CET 2 ou incinération). Les seuils de coupure varient généralement de 6 à 10 mm selon les installations [12].

- Le lavage consiste en une séparation densimétrique dans un hydrocyclone : les fines sont éliminées en surverse avec l'eau de lavage, pour rejoindre la plupart du temps la filière eau en tête de la STEP, tandis que les sables sont récupérés par décantation. Le seuil de coupure est voisin de 80 µm.

Le volume d'eau utilisé pour le lavage des sables est compris entre 3 et 40 m³.T⁻¹ de produit entrant ; l'eau provient le plus souvent de la sortie de la STEP, plus anecdotiquement du réseau d'eau potable ou de captages.

- Les sables sont ensuite acheminés vers une étape de classification, basée sur la densité et la taille des particules, qui permet d'affiner l'hydrocyclonage et d'éliminer la MO résiduelle (pépins, graines...). Les « petits fumiers » issus de cette classification sont le plus souvent valorisés sous forme de compost.

Cette étape n'existe pas dans toutes les installations : les petits fumiers peuvent ne pas être séparés, et retourner en tête de station avec les eaux de lavage.

- Enfin, les sables sont essorés, suivant les installations, à l'aide de bandes vibrantes ou de vis sans fin de façon à obtenir une siccité qui permette leur valorisation ou qui limite les frais de transport et de mise en décharge.

Ce type d'installations est le plus répandu à l'échelle industrielle : la totalité des exploitants ayant répondu à l'enquête [12] utilise ce système de lavage (cf. annexe 2). Les capacités nominales des installations varient entre 1,5 t.h⁻¹ pour les petites installations et 15 t.h⁻¹ pour les plus importantes [12].

II.2.2 Efficacité de ce système de lavage

Un tel système de lavage permet d'extraire une fraction de sables non négligeable à partir du produit brut. Ainsi, 62% soit 6,2 millions de tonnes.an⁻¹ serait valorisable si les sous-produits étaient correctement récupérés et traités, comme l'indique la figure 7 ci-après, obtenue à partir d'essais sur le pilote ACTISEP B12 constitué d'un trommel, d'un hydrocyclone et de bandesessoreuses [4].

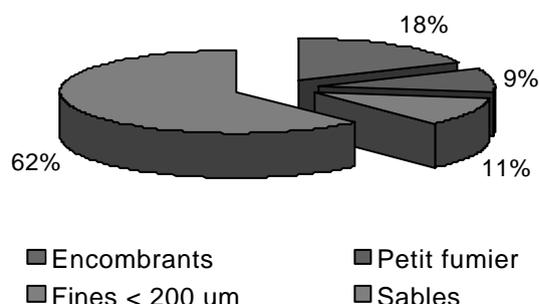


Figure 7 : Bilan massique des composantes des sous-produits d'assainissement séparés par le pilote ACTISEP B12

A l'échelle industrielle, les performances sont plus variables : la proportion de sables récupérés en sortie de traitement serait comprise entre 10 et 66% en masse du produit entrant, en fonction de la provenance et de la siccité des SPAss à traiter [12].

La proportion de refus de traitement est quant à elle comprise entre 2 et 40% du produit entrant. Suivant les installations, ils sont envoyés en CET de classe 2 (61 à 90 €T⁻¹) ou 3 (3 à 4.5 €T⁻¹). [12]

L'acceptation de ces refus en décharge de classe 3, destinée aux déchets inertes, ne devrait pas être autorisée, du fait de leur charge polluante d'une part et de leur caractère fermentescible d'autre part. Par conséquent, seul le CET de classe 2 sera considéré comme étant une solution d'élimination pérenne.

Sur la base d'un coût de mise en décharge (transport compris) de 90 € TTC.T⁻¹, et d'un coût maximal de traitement évalué à 60 €T⁻¹ (le prix des prestations de lavage varie entre 26 et 60 €T⁻¹ [12]), l'économie réalisée est de 3 € à la tonne, sans compter la valeur marchande du produit lavé. La valorisation est par conséquent une solution satisfaisante sur le plan économique pour les producteurs. D'après les exploitants, une telle installation est économiquement intéressante pour le producteur sur un rayon de 100 km ; une installation mobile est viable à partir de 500 tonnes.

II.2.3 Limites de la méthode

Si cette méthode permet, a priori, d'obtenir des sédiments de très bonne qualité, elle concentre toute la pollution dans les eaux de traitement, qui emportent les fines. Des analyses effectuées sur les eaux de lavage ont révélé de fortes teneurs en MES et un rapport DCO/DBO₅ élevé, ce qui traduit une faible biodégradabilité de l'effluent (cf. tableau VI).

Tableau VI : Résultats moyens obtenus sur les eaux, non décantées, issus du pilote de lavage de sables ACTISEP B12 (CETE Sud-Ouest, 1998) et à l'échelle industrielle [12]

	MES (mg/L)	DCO (mg O ₂ /L)	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DCO/DBO ₅
Pilote ACTISEP Moyenne sur 10 échantillons	263	120,1	16,1	11
Dijon [12]	1500 à 2000	7000		
Evry [12]	1170	700	110	6.4
Tougas [12]	4300	3826	1463	2.6

Le rejet de ces eaux en tête de STEP pourrait, d'une part, perturber le fonctionnement de la filière biologique si leur débit est trop important par rapport à celui de la STEP et d'autre part, nuire à la valorisation des boues en agriculture du fait de fortes teneurs en toxiques et en métaux. L'impact de ce transfert de pollution sur la STEP et les boues n'a pas encore été étudié.

II.2.4 Une alternative : La séparation par voie sèche

Il s'agit simplement d'une séparation des encombrants et des sables, par criblage sur un trommel rotatif. Cette technique permet d'abattre une partie de la charge organique (feuilles, branches...) ; elle est très peu utilisée à l'échelle industrielle à l'heure actuelle. Les sables lavés sont encore porteurs de la majorité de leur pollution initiale et par conséquent, cette technique ne devra être utilisée que sur des produits peu contaminés. Elle serait alors la solution à préconiser dans la mesure où elle ne pose pas le problème du transfert de pollution.

Toutefois, il reste à prouver par des analyses que les sables obtenus à partir de cette technique sont effectivement peu contaminés.

D'autre part, pour développer cette technique, il faudra mettre en place une gestion séparée des SPAss en fonction de leur charge polluante initiale, ce qui risque d'être compliqué dans un contexte où tous les produits sont mélangés avant d'être traités.

Enfin, de même que dans la filière de traitement précédente, les refus de criblage doivent être éliminés... ils suivent alors la filière des déchets ménagers et assimilés, à savoir la mise en décharge ou l'incinération selon les départements ; l'évolution actuelle de la réglementation conduit logiquement à s'interroger sur la durée pendant laquelle ils seront encore acceptés en CET de classe 2 ?

II.3 OPPORTUNITE DES DIFFERENTES FILIERES D'ELIMINATION

II.3.1 Le dépôt en Centre d'Enfouissement Technique de classe 2 (CET 2)

Les figures 5 et 6 montrent que le dépôt en CET 2 reste majoritairement utilisé par certains gestionnaires pour les sédiments issus de l'entretien des grands axes routiers (sédiments de bassins et de fossés), mais il est aussi largement utilisé pour les autres types de sédiments. Néanmoins, même si l'échéance du 1^{er} juillet 2002, date à laquelle seuls les « déchets ultimes » auraient dû être acceptés en décharge, a été repoussée du fait du retard accumulé en matière de valorisation, et que la définition du déchet ultime risque d'être adaptée pour devenir moins subjective, il n'en est pas moins urgent de trouver des débouchés alternatifs pour les sédiments, dans la mesure où leur potentiel polluant peut être réduit par lavage ou criblage.

II.3.2 La réutilisation en agriculture

Cette filière est surtout utilisée pour les sédiments de bassins et de fossés. Il est difficile d'évaluer la part des sédiments épandus par rapport aux autres produits, car ils sont souvent comptabilisés avec les boues de STEP. Du fait de l'absence de toute contrainte réglementaire, aucune analyse préalable n'est réalisée sur les sédiments. Connaissant la

vulnérabilité de l'activité agricole, ses impacts potentiels sur la santé publique, et la charge polluante non négligeable des produits incriminés (en particulier en métaux lourds et hydrocarbures), ce constat est pour le moins préoccupant.

Dans certaines régions, des contraintes locales ont été établies ; ainsi, le règlement sanitaire départemental du Nord (article 159.2.6 du RSD type du 10 août 1984) apprécie la compatibilité des sédiments à être épandus par référence à la norme AFNOR NFU 44041, relative aux boues d'épuration des eaux usées urbaines, tant en ce qui concerne la concentration en métaux lourds du produit épandu que celle du sol destiné à le recevoir (la réglementation sol est 10 fois plus drastique que la réglementation boues).

Toutefois, il convient de réfléchir à l'opportunité de cette filière de valorisation : en effet, la réglementation (article 6 du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997, relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées) spécifie que « l'épandage des boues ne peut être pratiqué que si celles-ci présentent un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures et des plantations. Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge ». Or, les sous-produits d'assainissement, pauvres en matière organique, en azote et en phosphore, ne contribuent en aucun cas à bonifier le sol ; bien au contraire, ils constituent un apport non négligeable en métaux et hydrocarbures. Par conséquent, leur réutilisation à des fins agricoles ne devrait plus être réalisée.

II.3.3 Autres pratiques

Ces sous-produits sont également réutilisés pour recharger les accotements routiers par les services déconcentrés du ministère de l'équipement (DDE).

Même si cette pratique tend à disparaître, il existe encore des dépôts en décharge non contrôlée, notamment pour les sous-produits de balayage des voiries.

Enfin, la co-incinération avec les ordures ménagères reste une solution envisageable, même si le coût de traitement est dissuasif (457 €/T de MS, élimination des mâchefers comprise).

II.4 LES DEBOUCHES POTENTIELS

Le constat des parties précédentes révèle l'urgence de trouver de nouvelles filières de valorisation pour ces sous-produits d'assainissement pluvial. En effet, d'une part, la réglementation va interdire l'utilisation du principal débouché des sous-produits, le CET de classe 2.

D'autre part, il est nécessaire de trouver une alternative à des pratiques non dénuées de risques sanitaires et environnementaux.

En outre, ces matériaux pourraient, pour certains usages, remplacer les ressources naturelles. Enfin, il est aberrant que les sables lavés soient finalement envoyés en décharge de classe 2 aux côtés des encombrants desquels ils ont préalablement été séparés !

Dans cette optique, plusieurs solutions émergent, et demandent à être évaluées, à la fois en matière de compatibilité mécanique, de risque sanitaire et environnemental, et de rentabilité économique.

II.4.1 La fabrication de béton

Les matériaux utilisés pour la fabrication de béton doivent répondre à des caractéristiques très précises, tant sur le plan granulométrique que chimique. Ces spécifications, légèrement différentes en fonction du type de béton désiré, béton de ciment ou béton hydraulique, sont récapitulées dans la norme XP P 18-540 [13]. Deux familles de paramètres sont pris en compte :

II.4.1.1 Les caractéristiques intrinsèques

Elles sont généralement liées à la qualité du matériau utilisé : il s'agit en particulier de la capacité d'absorption d'eau (A_b), de la friabilité des sables (FS, norme NF P 18-576) ou de l'essai de Los Angeles (LA, norme P 18-573). Ce sont des paramètres qui permettent d'apprécier le comportement et la résistance des matériaux aux contraintes mécaniques qu'ils seront susceptibles de rencontrer. Pour chaque paramètre, des Valeurs Spécifiées Supérieures (Vss) ou Inférieures (Vsi) sont définies. Chaque résultat d'essai, ou une certaine proportion de ces résultats, doit être conforme à ces valeurs spécifiées.

Pour les bétons de ciment, la capacité d'absorption d'eau et la friabilité des sables seront analysées. Pour les bétons hydrauliques, il n'existe pas de contrainte de friabilité. En revanche l'essai de Los Angeles doit être réalisé.

II.4.1.2 Les caractéristiques de fabrication

Elles résultent en général des conditions de fabrication. Pour la fabrication de béton, les paramètres généralement étudiés sont les suivants :

- La granularité (normes P 94-056 et 057),
- Le module de finesse, égal au centième de la somme des refus cumulés, exprimés en pourcentage, aux tamis de 0.16, 0.315, 0.63, 1.25, 2.5 et 5mm,
- La propreté des sables, évaluée par la norme P18-597, et mesurée sur la fraction 0-2 mm limitée à 10% de fines,
- Les impuretés prohibées : il s'agit des débris végétaux (brindilles, racines, algues...), charbon ou résidus divers (plastiques, mâchefers, scories) et sont déterminés par triage manuel. Le résultat est exprimé en pourcentage de matière sèche de la prise d'essai,
- La teneur en sulfates, mesurée par la norme XP P 18-581,
- La teneur en matières organiques (norme P 18-586),
- Les teneurs en soufre total, en sulfates solubles dans l'eau,

- La teneur en chlorures doit être communiquée si elle est supérieure à 0.02% pour les deux types de bétons, car une concentration trop importante rend impossible la réutilisation des sables pour cet usage.

Globalement, les spécifications qui entrent en compte pour la fabrication de béton sont nombreuses et contraignantes. La réutilisation de SPAss dans cette optique ne pourra se faire que si un système de traçabilité très exigeant est mis en place à la sortie des centres de traitement.

La compatibilité des SPAss avec la réalisation de bétons et blocs n'a pu être étudiée dans ce rapport, faute de temps, mais elle est actuellement évaluée, notamment au sein du CBTP (Centre du Bâtiment et des Travaux Publics) ; il s'agit également d'un axe de recherche qui sera étudié par le groupe de travail CETE-LCPC-LSE-BRGM dans les mois à venir.

II.4.2 La réhabilitation de sols

En l'absence de réglementation française dans ce domaine, les référentiels Allemands, établis en fonction des usages (résidentiel ou industriel) et la circulaire Néerlandaise établissant des niveaux de contamination des sols, pourront être utilisés en première approche. Néanmoins, des objectifs de qualité devront être établis en fonction de l'utilisation présumée du sol, à la suite d'une démarche d'évaluation des risques sanitaires et environnementaux.

II.4.3 Le remblai

Cette solution semble être une voie de valorisation intéressante, car elle ne nécessite pas de matériaux nobles, et pourrait donc être bien adaptée aux sous-produits de l'assainissement pluvial, une fois traités. Elle est également beaucoup moins contraignante que la réutilisation pour la fabrication de béton.

L'utilisation de matériaux en remblai routier ou en couche de forme nécessite de prendre en compte leurs caractéristiques mécaniques et de vérifier qu'elles sont conformes à l'utilisation souhaitée. Ainsi, la norme AFNOR NF P 11-300 [14] propose une classification des sols et matériaux industriels établie en fonction des problèmes posés par leur utilisation dans la construction de remblais et de couches de forme, en s'appuyant sur les paramètres d'identification et de comportement jugés les plus représentatifs à cet égard. Tout sol ou matériau peut donc être rangé selon ce système de classification dès lors que les valeurs des différents paramètres sont connues et que les essais permettant de les déterminer sont reconnus significatifs sur le sol ou le matériau considéré [15].

Les sous-produits d'assainissement appartiennent à la classe F qui regroupe les sols organiques (teneur en MO > 3%) et les sous-produits industriels. Dans cette classe, deux sous classes pourraient correspondre à nos sables.

II.4.3.1 La sous-classe F1 : matériaux naturels renfermant de la MO

Si la teneur en MO des matériaux est >10% (F12 : matériaux fortement organiques), les matériaux sont « inutilisables en général en remblai, du fait de leur trop forte teneur en MO (risques de tassement par action biochimique et de cisaillement par insuffisance des caractéristiques mécaniques)» (AFNOR NF P 11-300).

En revanche, pour des teneurs en MO comprises entre 3 et 10% (F11 : matériaux faiblement organiques), la norme spécifie qu'on « adoptera les conditions applicables à la classe A, B ou C1 à laquelle ces sols sont assimilables compte tenu de leur nature et de leur état ».

II.4.3.2 La sous-classe F9 : autres déchets et sous-produits industriels

La norme indique que « la possibilité de réutilisation de ces matériaux particuliers dans des remblais ou des couches de forme doit, pour chaque cas, faire l'objet d'une étude spécifique,..., et que les conditions d'utilisation en remblai de ces matériaux devront être définies au cas par cas ».

II.4.3.3 Les paramètres à prendre en compte

II.4.3.3.1 *Les paramètres de nature*

- Dmax : il s'agit de la dimension maximale des plus gros éléments contenus dans le sol
- Tamisat à 80 µm : il permet d'évaluer la sensibilité à l'eau des matériaux testés.
- Tamisat à 2 mm, il distingue les sols à tendance sableuse des sables à tendance graveleuse.
- Argilosité : elle peut être appréhendée de trois façons :
 - ◆ Indice de plasticité Ip, qui est d'autant plus fiable que la proportion pondérale de la fraction 0-400 µm (fraction servant à l'essai) contenue dans le matériau est importante, et que l'argilosité de cette fraction est grande.
 - ◆ Valeur au bleu de méthylène VBS : il s'agit de la quantité de bleu de méthylène pouvant s'adsorber sur les surfaces externes et internes des particules du sol ou matériau ; c'est une grandeur directement liée à la surface spécifique du matériau, qui exprime globalement la quantité et la qualité des argiles qui y sont contenues. Elle s'exprime en grammes de bleu pour 100 g de sol.

L'Ip présente quelques avantages sur la VBS dans le cas de sols moyennement à très argileux. En effet, cet indice est d'une part plus sensible que la VBS quand les sols sont vraiment argileux, d'autre part, on dispose d'une longue expérience dans son interprétation, et enfin il permet d'appréhender le comportement du sol.

- ◆ Equivalent de sable (ES), de moins en moins utilisé depuis l'introduction de la VBS.

II.4.3.3.2 *Les paramètres d'état*

Ce sont les paramètres qui ne sont pas propres au sol, mais fonction de l'environnement dans lequel il se trouve.

Il s'agit de l'état hydrique dont l'importance est capitale vis-à-vis de tous les problèmes de remblai.

Cinq états hydriques se distinguent :

- Les états très humides (th) et très secs (ts) interdisent la réutilisation dans les conditions technico-économiques françaises actuelles,
- Les états humides (h) et secs (s) autorisent la réutilisation moyennant des dispositions particulières,
- L'état d'humidité moyenne (m) qui représente l'état optimum.

III. EVALUATION DE LA COMPATIBILITE MECANIQUE DES SABLES LAVES AVEC LA VALORISATION EN REMBLAI

III.1 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Une seule étude a été publiée sur ce sujet. Seul D. Helaine a présenté ses résultats dans TSM en avril 2000 [16]. Il s'agit d'une évaluation des caractéristiques techniques des sables lavés par le procédé ECOSABLE, mis au point et exploité par la société ECOPUR SA sur le site de Roissy-en-France. Cette étude a donné les résultats suivants [16] : (cf. tableau VI)

Tableau VII : Composition et propriétés géotechniques des sables lavés par le procédé ECOSABLE

Teneur en eau	16 – 22 %
Matières organiques (550°C)	5 %
Tamisat à 80 µm (NF P 18-560)	< 6%
Tamisat à 2 mm (NF P 18-560)	< 70 %
Essai au bleu – VBS – NF P 18-592	< 0,2
Equivalent sable NF P 18-598	75 – 85 %
Friabilité du sable NF P 18-068	< 20 %
Optimum proctor normal	Densité sèche : 1,53 Teneur en eau : 21 %

D'après ces résultats, ce sable serait classé dans les catégories B1 ou D1. Les essais sur les paramètres d'état n'ont pas été mentionnés.

Une étude approfondie a été menée par l'ENTPE en collaboration avec le CREED pour valider expérimentalement le comportement de ce même sable en technique routière : en veillant au maintien d'une teneur en eau supérieure à 15-16 %, l'emploi de ce sable en remblais généraux et en remblai de tranchées serait possible [16].

III.2 VALIDATION EXPERIMENTALE DE LA COMPATIBILITE MECANIQUE DES SABLES AVEC LA VALORISATION EN REMBLAI

III.2.1 Justification de la démarche

Le peu de références bibliographiques relatives à cette problématique et l'absence d'indications statistiques (nombre d'échantillons, détail des résultats obtenus) permettant de juger de la fiabilité des conclusions présentées dans la publication [16] ne sont pas suffisantes pour conclure avec certitude à l'aptitude mécanique des sables à être valorisés en remblai. Par conséquent, une validation expérimentale est nécessaire pour confirmer la tendance mise en évidence par l'étude [16].

III.2.2 Choix et présentation du site expérimental

III.2.2.1 Choix du site

La station d'épuration de Limoges, de capacité 235 000 équivalents habitant, munie d'une installation de lavage de sables, a été choisie comme site expérimental pour plusieurs raisons. D'une part, la proximité géographique de Bordeaux autorisait des déplacements en voiture et par conséquent le transport pour analyse des échantillons de sables lavés. D'autre part, la ville de Limoges, qui exploite en régie directe la station d'épuration et les réseaux d'assainissement, est très intéressée par une réutilisation en interne des sables lavés pour le remblaiement des tranchées de pose de canalisations ; les autorisations de prélèvement de sables sur le site ont donc été plus faciles à obtenir.

III.2.2.2 Présentation du site

La fosse qui alimente l'installation de lavage de sables de la ville de Limoges recueille des sous-produits en provenance du dessableur de la STEP, du curage des réseaux d'assainissement (unitaires sur Limoges et séparatifs dans les communes avoisinantes) et des matières de vidange des ouvrages d'assainissement autonome. Pendant la durée de l'étude, un seul camion de vidange d'assainissement autonome a déversé son contenu dans la fosse. Les quantités mises en jeu sont donc négligeables par rapport aux autres catégories de SPAss ; ceci ne constitue donc pas un biais dans l'interprétation des résultats . L'installation comporte un trommel rotatif de maille 10 mm, suivi d'un hydrocyclone et d'une vis sans fin. Les encombrants sont recueillis dans une benne en sortie du trommel et envoyés en CET2. Les fines et les petits fumiers sont séparés par densimétrie lors de l'hydrocyclonage et renvoyés en tête de station. Les sables lavés sont récupérés dans une benne à la sortie de la vis sans fin ; ils sont encore envoyés en CET2 à l'heure actuelle. La capacité nominale de l'installation est de 1.5 T.h^{-1} , mais elle fonctionne actuellement en sous-capacité. Un synoptique de l'installation est joint en annexe 3.

III.2.3 Programme d'échantillonnage

III.2.3.1 Objectifs généraux

Les objectifs de cette campagne d'échantillonnage sont multiples. Il s'agit dans un premier temps d'opérer une classification des sables lavés suivant la norme NF P 11-300. Dans un second temps, la proportion de sables valorisables au sein de la production sera déterminée par extrapolation à partir de l'échantillonnage réalisé. Enfin, l'influence de paramètres extérieurs sur la qualité des sables lavés sera étudiée.

Les paramètres pris en compte dans cette étude sont les suivants :

- La pluviométrie,
- L'évolution temporelle de la qualité des sables,
- L'évolution de la qualité des sables au cours d'un cycle de production.

III.2.3.2 Objectifs opérationnels

Pour répondre à ces trois objectifs généraux, il est nécessaire d'avoir une taille d'échantillon suffisante pour se placer dans les meilleures conditions pour pouvoir réaliser des tests statistiques. Ainsi, pour réaliser le second objectif et faire une extrapolation à la production entière des résultats obtenus sur un échantillon, il convient de se placer dans les conditions d'application du théorème central limite, à savoir l'hypothèse de la normalité de la distribution. Pour ce faire, il faut une taille d'échantillon > 30 . Dans le cadre de cette étude, 35 échantillons seront prélevés puis analysés (18 par temps de pluie et 17 par temps sec).

Pour aboutir à la classification des sables, trois paramètres seront analysés avec les protocoles normalisés qui leur sont propres. Il s'agit de :

- **La teneur en eau pondérale** des sables, obtenue par séchage à l'étuve à 105°C (*norme AFNOR NF P 94-050*) [17],
- **La granulométrie des sables** obtenue par tamisage à sec après élimination des fines par lavage sur un tamis de 80 μm (*norme AFNOR NF P 94-056*) [18],
- **La valeur au bleu de méthylène des sables**, appréciée par le volume de bleu absorbé par une quantité donnée de sables (*norme AFNOR NF P 94-068*) [19].

La matière organique ne sera pas analysée car elle est mesurée par la station d'épuration par ailleurs. Pour les mois de juin et juillet, la teneur en MO n'a jamais dépassé les 1,2%, (cf. annexe 4) alors que les teneurs en entrée de station sont comprises entre 14 et 70%.

Tous les types SPAss ont des teneurs en MO $< 70\%$, à l'exception d'une valeur pour les collecteurs unitaires (cf. partie 1.2.2) ; par conséquent, la MO ne constituera pas, après lavage, un obstacle à la valorisation des sables en remblai.

Enfin, pour chaque échantillon, les paramètres extérieurs susceptibles d'influencer la qualité des sables lavés seront relevés (cf. annexe 5), en l'occurrence :

- La pluviométrie, appréciée qualitativement de façon dichotomique par les termes « temps sec » et « temps de pluie »,
- La date et l'heure de prélèvement des échantillons,
- L'état du cycle de production au moment du prélèvement de l'échantillon, apprécié également qualitativement par les termes « début de cycle », « milieu de cycle » et « fin de cycle ».

Remarque : un cycle de production au sens de la présente étude correspond au temps qui sépare deux arrêts successifs du trommel rotatif. Les cycles sont de durée variable.

III.2.3.3 Obtention d'un échantillon représentatif

L'analyse d'un échantillon n'a d'intérêt que si celui-ci est représentatif de la production au moment du prélèvement, et que les paramètres étudiés n'évoluent pas entre le moment du prélèvement et celui de l'analyse. Dans ce souci de représentativité, en particulier pour la teneur en eau, les échantillons sont prélevés immédiatement à leur sortie de la vis sans fin et placés dans des sacs étanches fermés hermétiquement. Les masses prélevées sont voisines d'une dizaine de kilos de sables par échantillon.

Au laboratoire, la masse de sables nécessaire à l'analyse considérée sera obtenue, à partir de l'échantillon initial, par des séparations binaires successives au moyen d'un quarter, suivant la procédure schématisée par la figure ci-dessous.

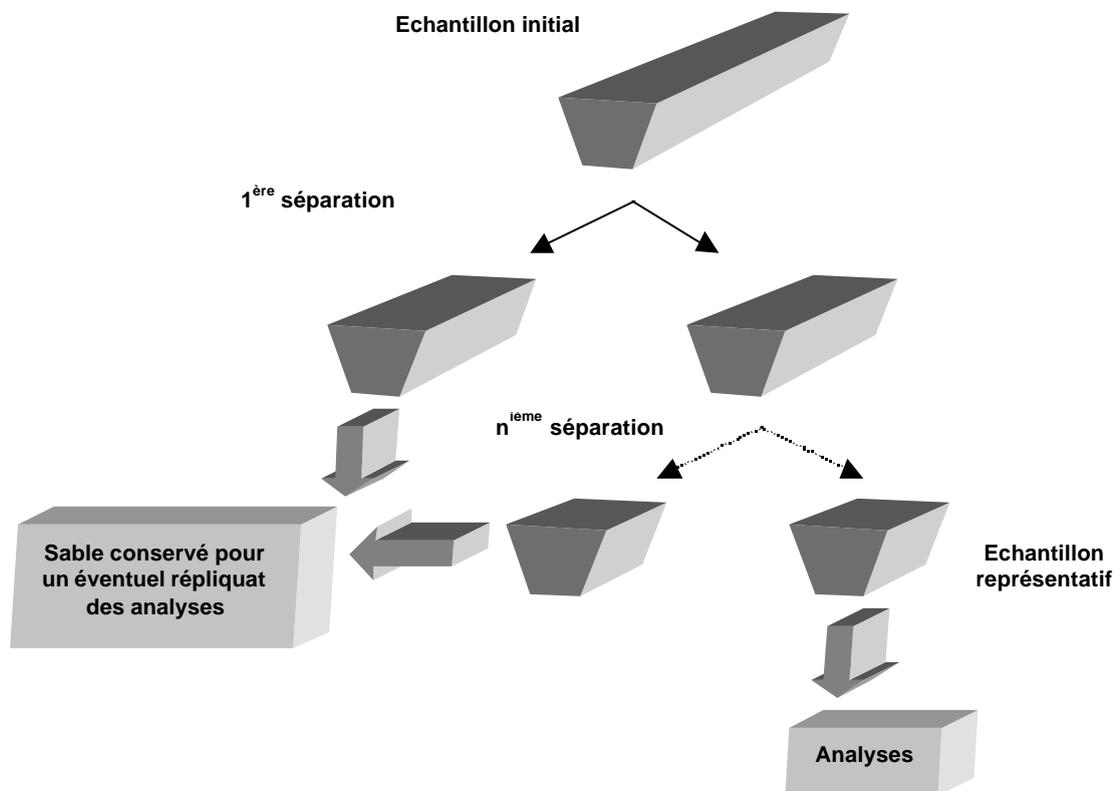


Figure 8 : Procédure d'obtention d'un échantillon représentatif à partir de l'échantillon initial

III.2.4 Résultats obtenus et interprétation

L'ensemble des résultats des analyses est présenté en annexe 6. Le détail des calculs et des explications relatives aux différents tests statistiques se trouve en annexe 7.

III.2.4.1 Résultats

III.2.4.1.1 Remarques générales

Les résultats obtenus sont voisins d'un échantillon à l'autre. Les variations observées sont assez faibles comme le montre la figure 9 qui représente l'évolution des principaux indicateurs statistiques représentatifs de la granulométrie des échantillons.

La plupart des distributions granulométriques (cf. annexe 10) ont des allures symétriques et normales, ce qui justifie le choix de la moyenne et de la médiane comme indicateurs statistiques pertinents pour représenter la distribution.

La proportion de fines particules (< 200 μm) est très faible, et le diamètre maximal observé dans les échantillons est inférieur à 10, généralement voisin de 8.

La grande majorité des particules a un diamètre compris entre 400 μm et 5 mm.

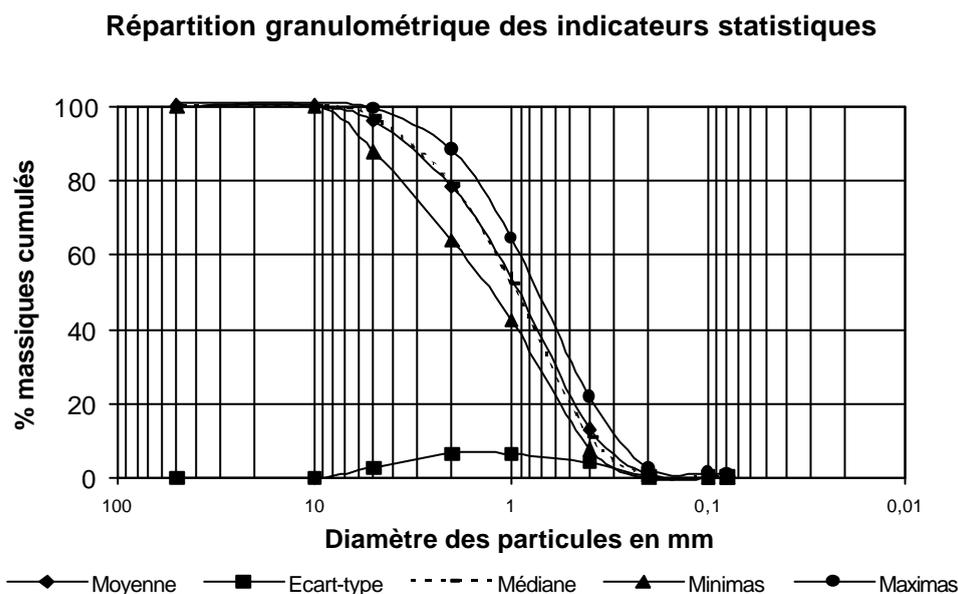


Figure 9 : Evolution des indicateurs statistiques en fonction de la granulométrie

Les teneurs en eau des sédiments varient de 4 à 15% en fonction des échantillons. Ces résultats sont similaires à ceux effectués en interne au sein de la station d'épuration, ce qui permet de valider le mode d'échantillonnage et de conservation des échantillons. La distribution est également voisine de la normalité, avec une moyenne de 8.4%, une médiane de 7.7 %, et un écart type de 2.9%.

Les VBS des échantillons sont toutes inférieures à 0.1. Du fait des très faibles teneurs en argile et de la propreté des sables, la méthode au bleu de méthylène est peu précise, car

nous sommes à la limite de la significativité de la méthode (le volume introduit pour l'essai est inférieur ou égal au volume minimal à ajouter pour valider l'essai). Par conséquent, les valeurs exactes, non significatives, ne sont pas mentionnées. Seule la mention «<0.1 » sera précisée, car elle intervient dans la classification des sables.

III.2.4.1.2 Comparaison à la norme NF P 11-300

La comparaison des résultats des analyses effectuées sur les sables lavés avec la norme NF P 11-300 permet de conclure que l'ensemble des échantillons prélevés sont de type D1 (88.6%) ou D2 (11.4%). Ces deux types de matériaux sont insensibles à l'eau, et sont par conséquent utilisables en remblai quelles que soient les conditions météorologiques, à condition de mettre en œuvre un compactage moyen (cf. tableau VII ci-après).

Néanmoins, si les sols de type D2, à savoir les « graves alluvionnaires propres, sables... » *constituent les meilleurs matériaux de construction des remblais*, les sols de type D1, à savoir les « sables alluvionnaires propres », *peuvent poser, surtout si leur granulométrie est uniforme, des problèmes de traficabilité ; un arrosage peut s'avérer efficace pour limiter ces problèmes.* [15]

Toutefois, d'après M. Mazarico [communication personnelle du 25 juillet 2002], les problèmes de traficabilité n'interviennent réellement que pour la mise en place de couches de forme, ils ne constituent pas d'obstacle à la réutilisation en remblai.

Les SPAss avant traitement (échantillon Ayi 36), ne sont pas valorisables en remblai à cause, entre autres, de leur forte teneur en matières organiques (>10%). La VBS de cet échantillon n'est pas représentative de la teneur en argiles ; en effet, ce protocole analytique n'est fiable que pour des teneurs en MO inférieures à 3%. Il existe donc un biais analytique et la valeur présentée dans le tableau VIII ne doit pas être utilisée en tant que telle.

Tableau VIII : Résultats de la classification des échantillons de sables suivant la norme NF P 11-300

Echantillon	VBS	Tamisat à 80 µm	Dmax	Classification des sables (norme NF P 11-300)		Commentaires
				Tamisat à 2 mm	Classification	
Avi 1	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	Utilisables en remblai quelles que soient les conditions météorologiques. Des problèmes de traficabilité peuvent être rencontrés pour les matériaux D1 si leur granulométrie est uniforme. Compactage à mettre en œuvre : moyen. Aucune autre condition particulière à recommander
Avi 2	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 3	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
Avi 4	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 5	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
Avi 6	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70%	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 7	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 8	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70%	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 9	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 10	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70%	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 11	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 12	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70%	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 13	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 14	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70%	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 15	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
Avi 16	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 17	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 18	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 19	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 20	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 21	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
Avi 22	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 23	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 24	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 25	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 26	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 27	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 28	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 29	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 30	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 31	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 32	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 33	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 34	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 35	< 0.1	< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
Avi 36	0.45	2.0%	< 50 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	

Inutilisable en l'état

III.2.4.2 Classification des sables

Dans les 35 échantillons étudiés, 4 sont de type D2 et 31 de type D1. L'application du théorème central limite (TCL) à ces échantillons permet d'estimer la proportion réelle de sables de chaque type au sein de la production à partir de l'estimation obtenue sur les échantillons. Ainsi, la proportion réelle de sables de type D2 dans la production totale serait comprise entre 0.87 et 21.9% (cf. annexe 7).

Toutefois, il est important de souligner, comme expliqué en annexe 7, que nous sommes à la limite du domaine d'application du TCL, puisque le produit *taille d'échantillon* par la *proportion de sables de type D2* est légèrement inférieur à 5. Néanmoins, la régularité des résultats et la faible dispersion des échantillons permet de considérer cette approximation comme valable. Il faudrait des tailles d'échantillon plus grandes pour confirmer cette affirmation.

III.2.4.3 Influence des différents facteurs sur la VBS

Le paramètre Valeur au Bleu d'un Sol (VBS) ne sera pas étudié dans les tests statistiques. En effet, l'analyse des sables est à la limite de validité de la méthode utilisée pour la détermination de la VBS. Par conséquent, il n'est pas opportun d'étudier les variations de ce paramètre dans les échantillons car les différences observées ne sont pas significatives.

III.2.4.4 Influence de la pluviométrie sur les caractéristiques des sables

III.2.4.4.1 Test de la comparaison de deux moyennes

Par ce test, les influences respectives de la pluviométrie sur la teneur en eau et la proportion de sables de taille < 2mm dans les échantillons seront étudiés, en comparant, pour chaque paramètre, les moyennes et les variances des deux distributions, obtenues respectivement par temps de pluie et par temps sec.

L'association statistique entre la pluviométrie et les paramètres étudiés est considérée comme significative s'il existe une différence significative entre les deux moyennes mais si les variances ne sont pas trop différentes entre elles.

Tableau IX : Influence de la pluviométrie sur la teneur en eau et le tamisat à 2 mm (test de comparaison de deux moyennes)

	Comparaison des deux variances	Comparaison de deux moyennes	Différence significative
Teneur en eau	0.81 ⇒ non significatif	4.59 ⇒ significatif	Oui ($p < 10^{-5}$)
Proportion de particules < 2 mm	-0.16 ⇒ non significatif	3.11 ⇒ significatif	Oui ($p < 1\%$)

p représente le risque d'erreur du test fixé a posteriori, ou le degré de signification du test.

L'utilisation de ce test et le choix de la moyenne comme indicateur statistique se justifie par l'allure symétrique et proche de la normalité des distributions.

III.2.4.4.2 Tests du χ^2

Ce test permet de mettre en évidence une association statistique entre deux familles de paramètres : la pluviométrie d'une part, et la teneur en eau ou la proportion des différentes fractions granulométriques d'autre part. Chaque paramètre est décliné en deux variables: « temps sec » et « temps de pluie » pour la pluviométrie et « faible » ou « fort » pour la teneur en eau ou les différents tamisats. Les valeurs faibles sont les valeurs inférieures ou égales à la médiane de la distribution ; les fortes, celles qui lui sont supérieures.

Tableau X : Influence de la pluviométrie sur la teneur en eau et les différents tamisats (c^2)

	Test utilisé	χ^2	Significativité	Odds ratio
Teneur en eau	χ^2	12.67	Oui ($\alpha < 10^{-3}$)	16.3 [3.1 ; 86.8]
Tamisat à 200 μm	χ^2	0.27	Non	
Tamisat à 400 μm	χ^2	0.25	Non	
Tamisat à 1 mm	χ^2	12.67	Oui ($\alpha < 10^{-3}$)	16.3 [3.1 ; 86.8]
Tamisat à 2 mm	χ^2	17.94	Oui ($\alpha < 10^{-3}$)	37.5 [5.5 ; 257.6]
Particules > 5 mm	χ^2	17.94	Oui ($\alpha < 10^{-3}$)	37.5 [5,5 ; 257.6]

α représente le risque d'erreur du test du χ^2 .

III.2.4.4.3 Conclusions

Les deux parties précédentes ont mis en évidence l'association statistique entre la pluviométrie et la teneur en eau des échantillons : la probabilité d'obtenir des sables lavés à « forte » teneur en eau est 16 fois plus importante par temps de pluie que par temps sec.

Sur le plan granulométrique, le test du χ^2 ne permet pas de mettre en évidence d'influence significative de la pluviométrie sur la prévalence des particules de taille < 400 μm . En revanche, la pluviométrie intervient pour les particules de taille supérieure.

Ainsi, la probabilité d'obtenir une prévalence importante de particules de tailles respectivement < 1 mm et < 2 mm est 16 et 37 fois plus élevée par temps de pluie que par temps sec. A l'inverse, il est 37 fois plus probable d'obtenir une forte proportion de particules > 5 mm par temps sec que par temps de pluie.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène : par temps sec, les particules qui arrivent au centre de traitement proviennent essentiellement des collecteurs et dessableurs de STEP qui ont une granulométrie assez grossière (la fraction supérieure à 5 mm représente plus de 18% de la granulométrie totale) ; en revanche, par temps de pluie, la proportion de particules en provenance des voiries, qui sont entraînées par la pluie, est beaucoup plus importante. Ces particules sont moins grossières, et pour la grande majorité (plus de 90% en moyenne) inférieures à 5 mm.

Les phénomènes d'érosion, favorisés par la pluie, peuvent aussi jouer un rôle dans les caractéristiques granulométriques des SPAss recueillis, car les particules les plus fines sont transportées préférentiellement.

Par conséquent, la pluviométrie peut influencer la classification des sables, dans la mesure où le tamisat à 2 mm est conditionné par ce paramètre.

III.2.4.4 Association statistique entre la pluviométrie et le classement des sables

La pluviométrie est scindée en deux variables « temps sec » et « temps de pluie » ; la classe des sables en « D1 » et « D2 ».

Tableau XI : Influence de la pluviométrie sur le classement des sables

	Test utilisé	P	Significativité
Classement des sables	χ^2 de Fisher	4.5 %	Oui

Il est effectivement plus probable d'obtenir des sables de type D2 par temps sec que par temps de pluie.

III.2.5 Influence du cycle de production sur la qualité des sables

Les paramètres étudiés sont d'une part le cycle de production, décliné en « début de cycle », « milieu de cycle » et « fin de cycle » et d'autre part la teneur en eau et la proportion de sables de taille < 2 mm, déclinées en « faible » ou « fort » par comparaison à la médiane de la distribution.

Tableau XII : Influence du cycle sur la teneur en eau et le tamisat à 2 mm (tests du χ^2)

	Test utilisé	χ_1^2	χ_2^2	Significativité	Odds Ratio
Teneur en eau	χ^2 corrigé de Yates	2.04	3.12	Non	
Tamisat à 2mm	χ^2 corrigé de Yates	0	0.026	Non	

Dans le tableau IX, χ_1^2 et χ_2^2 correspondent respectivement aux χ^2 obtenus pour les tableaux élaborés en comparant les variables « début de cycle »/ « milieu de cycle » et « début de cycle »/ « milieu + fin de cycle » (cf. annexe 7).

Le test du χ^2 ne permet pas de mettre en évidence une association statistique entre le cycle de production et les paramètres caractéristiques des sables.

III.2.6 Evolution temporelle des paramètres de classification des sables lavés

Nous comparerons les paramètres de classification des sables sur les échantillons prélevés les 4 et 5 juillet qui sont deux jours de temps sec.

Le 3 juillet ne sera pris en compte ; en effet, dans la mesure où il s'agit d'un jour pluvieux, la pluviométrie pourrait biaiser les résultats en jouant le rôle de facteur de confusion.

Tableau XIII : Test de l'évolution temporelle des paramètres caractéristiques des sables

	Test utilisé	P	Significativité
Teneur en eau	χ^2 de Fisher	18 %	Non
Tamisat à 2 mm	χ^2 de Fisher	11.1 %	Non

Le test du χ^2 ne permet pas de mettre en évidence d'évolution temporelle des paramètres caractéristiques des sables (cf. tableau XII).

III.2.7 Conclusion

L'intégralité des sables échantillonnés est valorisable en remblai.

Seule la pluviométrie, parmi les paramètres étudiés, est susceptible de faire varier les paramètres caractéristiques des sables intervenant dans leur classification, et par conséquent leur classe. Néanmoins, la pluviométrie n'est pas de nature à contrarier la valorisation des sables lavés, les deux types de sables obtenus étant tout à fait conformes mécaniquement à une réutilisation en remblai.

III.3 REFLEXION POUR L'AMELIORATION DE LA GESTION DES SPAss

III.3.1 Le contexte

La partie 2.2.3 a mis en évidence le problème du transfert de pollution des sables vers les boues de STEP lors du lavage des SPAss. De plus, les volumes d'eau utilisés pour le lavage sont très importants (3 à 40 m³.T⁻¹) et le coût de revient d'un lavage à l'eau est 2 à 3 fois plus élevé qu'un criblage à sec.

Toutefois, à l'heure actuelle, toutes les installations de lavage sont conçues sur le même principe, à savoir un trommel rotatif suivi d'une installation de lavage à l'eau, et les SPAss sont tous mélangés sans tenir compte de leur provenance.

Pourtant, les tableaux II et IV mettent en évidence qu'un certain nombre de types de SPAss ont les caractéristiques granulométriques et chimiques requises pour être valorisés en remblai sans traitement préalable (teneur en matière organique < 10% et tamisat à 80µm < 12%) : il s'agit des SPAss provenant des voiries et des dessableurs de STEP. Après un simple criblage qui permettrait l'élimination des encombrants, et sous réserve que leur VBS

soit ≤ 0.1 , ces sables seraient de même nature que ceux obtenus après lavage sur l'installation de traitement de Limoges.

Leur toxicité est également assez faible comparée aux autres types de SPAss, à l'exception du plomb pour les sables provenant des voiries. Toutefois, il est important de souligner que les données synthétisées dans le tableau IV sont pour la plupart antérieures à l'interdiction des carburants plombés. Par conséquent, les concentrations en plomb rencontrées actuellement sont certainement beaucoup plus faibles.

III.3.2 Les perspectives

Dans l'optique du développement durable, il convient de limiter au maximum l'utilisation de la ressource en eau pour le lavage, et le transfert de pollution vers les boues de STEP, dont la réutilisation en épandage est déjà très controversée. Par conséquent, deux filières de traitement séparées pourraient coexister sur les plate-formes de lavage : un simple criblage pour les SPAss des voiries, des bassins d'infiltration et des dessableurs et un traitement complet pour les autres. Elles seraient alimentées par deux fosses de stockage vers lesquelles les SPAss seraient acheminés en fonction de leur provenance.

Une telle plate-forme suppose un système de « collecte sélective », de tri et de traçabilité des SPAss irréprochable.

III.3.3 Les contraintes sanitaires

Ce système de traitement sélectif est très attrayant, à la fois d'un point de vue environnemental et économique. Toutefois, avant de proposer une telle plate-forme à l'échelle industrielle, il est important de vérifier que les SPAss n'ayant subi qu'un criblage ne sont pas plus toxiques que les sables lavés et sont susceptibles d'être réutilisés. Ces hypothèses doivent être confirmées par des essais sur pilote qui permettront, le cas échéant de justifier une telle gestion des SPAss, notamment auprès des gestionnaires d'installations de lavage, qui ont tout intérêt à ne conserver qu'un système de lavage à l'eau, beaucoup plus rentable pour eux.

IV. EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES INHERENTS A LA VALORISATION DES SABLES EN REMBLAI

IV.1 PREMIERE APPROCHE

Comme nous l'avons souligné précédemment, ces matériaux, même lavés, ne sont pas exempts de pollution : les risques inhérents à la valorisation en remblai sont la pollution des nappes phréatiques sous-jacentes, l'exportation de la pollution via le ruissellement et l'exposition par inhalation des travailleurs du BTP.

Dans l'état actuel des connaissances et de la réglementation française, les seules références disponibles en matière de remobilisation des polluants sont les seuils établis pour la valorisation des mâchefers, à partir de tests de lixiviation.

D'après D. HELAINE, les concentrations en polluants dans les sables lavés par l'installation ECOSABLE sont inférieures aux seuils définis pour les mâchefers valorisables (cf. tableau XIV).

Tableau XIV : Potentiel lixiviable du sable traité par le procédé ECOSABLE – Comparaison avec les normes pour les mâchefers "V"

Paramètres étudiés	Caractéristiques moyennes du sable lavé (mg/kg)	Valeurs seuils mâchefers "V"
Hg	< 0,03	< 0,2
Pb	< 1,55	< 10
Cd	< 0,3	< 1
As	< 0,05	< 2
Cr ⁶⁺	< 0,3	< 1,5
Sulfates	2145	< 10 000
COT	217	< 1500
Hydrocarbures totaux	< 26	1000 (d'après IFP)

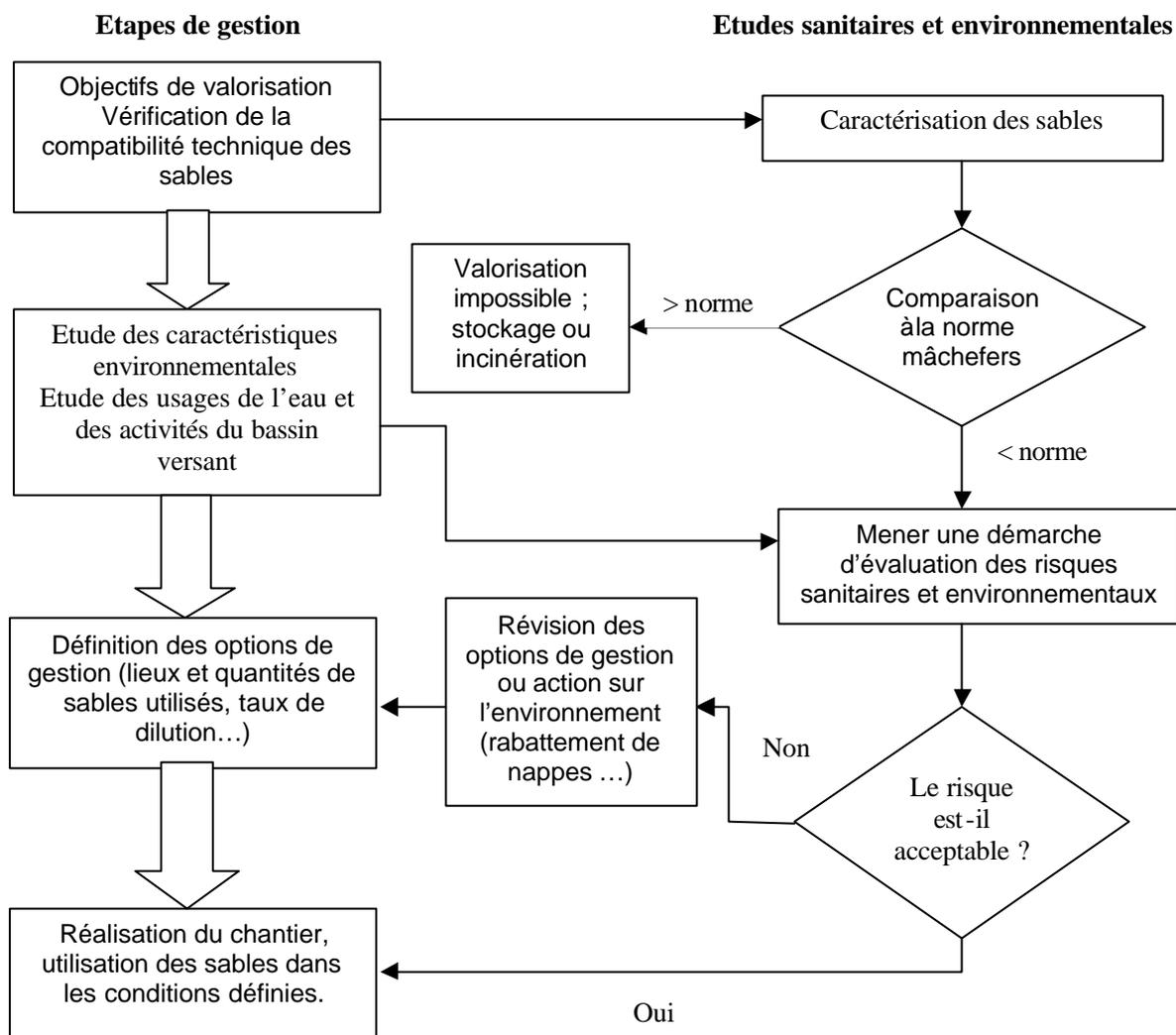
Les résultats obtenus pour une lixiviation de 24h sur les sables de la station de Beauvais vont dans le même sens (cf. annexe 2), avec toutefois une imprécision sur les teneurs en mercure (<10).

La norme sur les mâchefers ne donne pas de valeur de référence pour les hydrocarbures ; néanmoins, l'Institut Français du Pétrole considère comme sérieusement contaminé un sol qui dépasse les 1000 mg.kg⁻¹.

En l'absence d'autres données, la comparaison avec la norme précitée peut constituer une première approche ; néanmoins, nous ne pouvons en aucun cas affirmer que le respect de cette norme garantit l'innocuité des produits et l'absence de risque sanitaire. En effet, la norme environnementale sur les mâchefers n'a pas été établie suite à une démarche d'évaluation des risques ; cette approche aurait permis d'établir des seuils en dessous desquels le risque serait acceptable.

Une démarche d'évaluation des risques liée à l'utilisation des sous-produits d'assainissement en remblai routier devra être réalisée au cas par cas, en prenant en compte les contraintes locales, afin d'éviter la mise en œuvre de cette solution dans les milieux vulnérables.

IV.2 DEMARCHE A SUIVRE



Organigramme 1 : Proposition de conduite de projet de remblaiement routier à partir de sables d'assainissement lavés, incluant la prise en compte des risques sanitaires et environnementaux

IV.3 DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

Cette partie consiste en un déroulement des 4 étapes de la démarche d'évaluation des risques, à savoir : l'étude des dangers intrinsèques aux substances étudiées, l'identification des voies d'exposition, et la quantification de l'exposition des populations cibles, pour terminer par la caractérisation du risque.

IV.3.1 L'Étude des dangers

IV.3.1.1 Les polluants pris en compte

La caractérisation des SPAss évoquée dans la partie 1.2 du présent rapport montre la diversité des polluants qui y sont associés. Néanmoins, du fait du coût et de la lourdeur des analyses, aucune étude n'est exhaustive sur ce point. Le plus souvent, seuls 4 métaux (Pb, Cu, Zn et Cd) et les hydrocarbures totaux sont mentionnés.

Les travaux récents réalisés par C. Durand et V. Ruban au LCPC (cf. partie 1.2.2) sur les boues de bassins et les sédiments de balayage des voiries ont permis de préciser la répartition de la pollution organique dans les SPAss, en particulier en ce qui concerne les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Ont ainsi été identifiés et quantifiés les HAP suivants : le chrysène, le benzo(b)fluoranthène, le naphthalène, le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène, le pyrène et le benzo(a)anthracène.

La communauté urbaine de Nantes a réalisé des analyses de HAP sur les sables lavés. Six HAP ont ainsi été identifiés et quantifiés : il s'agit du fluoranthène, du benzo 3,4 fluoranthène, du benzo 11,12 fluoranthène, du benzo 3,4 pyrène, du benzo 1,12 perylène et du indéno1,2,3-cd pyrène (cf. annexe 8).

IV.3.1.2 Les métaux

IV.3.1.2.1 Le cuivre

Il s'agit d'un oligoélément indispensable pour le métabolisme, dont les besoins journaliers sont voisins de $1,5 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Une carence en cuivre, vu son implication étroite avec le métabolisme du fer, peut entraîner des désordres métaboliques graves, touchant tous les systèmes : retard de croissance, fragilité osseuse, anémie (il est incorporé dans l'hémoglobine), défaillance immunitaire (il est impliqué dans les défenses immunitaires et la production d'anticorps), hypercholestérolémie et hypertriglycéridémie, atrophie de la muqueuse intestinale, atteinte cardiaque, troubles du système nerveux central.

A l'inverse, une exposition à de trop fortes doses de cuivre conduit aussi à d'importants désordres sanitaires. La toxicité aiguë est essentiellement le fait d'inhalation accidentelle qui se manifeste par une irritation des voies respiratoires, de la fièvre, des maux de tête et des douleurs musculaires : ces symptômes sont connus sous le nom de **fièvre des fondeurs**. L'ingestion de grandes quantités de cuivre s'accompagne de vomissements et de diarrhées aiguës qui limitent la toxicité. Celle-ci peut aller jusqu'à donner une hépatite toxique, une atteinte rénale et entraîner la mort.

La toxicité chronique se traduit le plus souvent par la **maladie de Wilson**, héréditaire, qui provoque l'accumulation de cuivre dans le foie et les noyaux gris centraux (cerveau) ou suite à une exposition professionnelle ; dans ce dernier cas, elle se manifeste à différents niveaux :

- Peau et muqueuses : érosions et congestion nasale, conjonctivite, eczéma, teint verdâtre,
- Poumons : augmentation de la fréquence des cancers, fibrose pulmonaire,
- Système nerveux : troubles de la sensibilité, douleurs, perturbations des réflexes tendineux,
- Foie : fréquence anormale des cancers du foie, des cirrhoses et de l'hypertension portale (augmentation de la pression veineuse de la veine porte),
- Système endocrinien : diminution de l'activité sexuelle et fréquence anormale d'adénomes hypophysaires avec obésité, hypertension et ostéoporose.

Un traitement de l'intoxication chronique par la D-pénicillamine est possible mais demande 3 semaines avant d'être efficace.

Aucune VTR n'est actuellement disponible pour le cuivre sur le site ITER [20].

IV.3.1.2.2 *Le Zinc*

Il s'agit d'un élément trace essentiel présent dans nos cellules : il stimule l'activité enzymatique en tant que cofacteur, intervient dans la défense immunitaire, dans la spermatogénèse et joue un rôle important dans la croissance, en particulier durant la grossesse, l'enfance et l'adolescence. Les apports journaliers recommandés vont de 3 mg.pers⁻¹.j⁻¹ chez l'enfant de moins de 3 ans à 14 mg.pers⁻¹.j⁻¹ chez la femme enceinte pendant l'allaitement. Il n'existe pas de maladie spécifiquement associée à la carence en zinc, mais un certain nombre de symptômes tels qu'un retard de croissance, des pertes de cheveux, des diarrhées, un retard de la maturation sexuelle, des lésions des yeux et de la peau et une perte d'appétit.

Un apport excessif de zinc, chronique, peut entraîner un déficit en cuivre ; en effet, la parenté chimique et physique qui existe entre ces deux oligoéléments entraîne des compétitions pour la fixation sur les ligands et le franchissement de la barrière intestinale.

La toxicité liée au zinc se traduit à la fois sous forme chronique et aiguë. Des apports journaliers de 150 à 450 mg de zinc ont été associés à des carences en cuivre, une altération des fonctions immunitaires et des taux de protéines haute densité insuffisants, favorisant le risque de développer des maladies des artères coronaires. Un cas de vomissements sévères 30 minutes après ingestion de gluconate de zinc, correspondant à une dose de 570 mg de zinc, a été relevé.

Une dose de référence (RfD) égale à 0,3 mg.kg⁻¹.j⁻¹ a été établie par l'US-EPA pour les effets non cancérogènes par voie orale. Les autres VTR n'ont pas encore été déterminées.

IV.3.1.2.3 *Le plomb*

Le plomb est un métal existant à l'état naturel et ubiquitaire dans l'environnement (roches, sol, eau et air). Les concentrations en plomb n'ont cessé d'augmenter depuis la révolution

industrielle, en particulier dans les années 20 qui ont vu l'introduction des additifs à base de plomb dans l'essence des voitures. La tendance s'inverse aujourd'hui, du fait de l'interdiction des carburants plombés.

Le plomb provient en grande partie des effluents industriels gazeux et se dépose souvent dans les poussières. Les concentrations relevées dépendent de la proximité des installations industrielles et des routes.

Les jeunes enfants sont un groupe à risque élevé vis à vis du risque plomb pour plusieurs raisons : d'une part, ils absorbent plus de plomb par rapport à leur poids corporel que les adultes, en partie à cause de leur habitude naturelle de mettre des objets (et de la poussière) dans la bouche (syndrome PICA) ; d'autre part, leur développement rapide accroît leur sensibilité au plomb.

La pathologie liée au plomb la plus connue est le saturnisme, qui se traduit par un développement intellectuel déficient, des problèmes de comportement, une déficience auditive ou une croissance déficiente. Les symptômes précoces peuvent comporter une fatigue persistante, une irritabilité, des pertes d'appétit, des maux d'estomac, un champ d'attention réduit, des insomnies, des constipations et des maux de tête.

Les effets à long terme sur la santé, qui se manifestent principalement chez les adultes, peuvent comprendre une hausse de la pression artérielle, des anémies, des problèmes rénaux et une déficience spermatique.

Une augmentation des avortements spontanés et des mortinaissances a également été observé chez les travailleuses de l'industrie du plomb.

Pour les effets non cancérogènes, le plomb est considéré comme un toxique stochastique (effets sans seuil), quelle que soit la voie d'exposition. Il est classé B2 par le CIRC, à savoir cancérogène avéré sur l'animal (excès de mortalité par cancer de l'estomac, du poumon, des reins et respiratoire) et probable sur l'homme (preuves insuffisantes pour conclure à la carcinogénicité humaine).

IV.3.1.2.4 Le cadmium

Le cadmium est un métal extrêmement toxique couramment rencontré dans les ateliers industriels. La faible tolérance humaine vis à vis du cadmium conduit à des surexpositions même lorsqu'il est présent à l'état de traces.

Ainsi, plusieurs décès liés à une exposition aiguë ont été recensés chez des soudeurs, suite à des soudures effectuées sur un alliage contenant du cadmium. Les symptômes liés à une exposition aiguë ressemblent à la grippe, à savoir une faiblesse générale, de la fièvre, des maux de tête, des frissons, de la transpiration et des courbatures. Des œdèmes pulmonaires sévères apparaissent généralement sous 24 h. Si la mort par asphyxie ne se produit pas, les symptômes peuvent disparaître au bout d'une semaine.

En ce qui concerne l'exposition chronique au cadmium, la conséquence la plus sérieuse reste le cancer du poumon et de la prostate. Le premier effet qui se manifeste est une

altération des reins qui se manifeste par l'excrétion de quantités excessives de protéines dans l'urine. Le cadmium cause aussi des désordres pulmonaires et des maladies osseuses (ostéoporose) : ceci a été observé au Japon (maladie d'Itai-Itai) où les habitants avaient été exposés au cadmium via des céréales qui avaient été irriguées avec de l'eau chargée en cadmium. Le cadmium peut également être responsable d'anémies, d'une décoloration des dents et d'une perte de l'odorat.

Différentes VTR ont été établies pour le cadmium : l'US-EPA préconise une RfD de $5 \cdot 10^{-4}$ mg.kg⁻¹.j⁻¹ dans l'eau potable, et de $1 \cdot 10^{-3}$ mg.kg⁻¹.j⁻¹ dans l'alimentation (MF=1 et UF=10) à partir d'études réalisées sur l'animal et sur l'homme. Dans le même ordre de grandeur, l'ATSDR présente une MRL de $2 \cdot 10^{-4}$ mg.kg⁻¹.j⁻¹ (UF=10), obtenue à partir d'une exposition humaine par voie alimentaire (Nogawa et al., 1989).

La mutagénicité du cadmium a été démontrée sur les bactéries, les levures, les cellules d'hamster et de souris. L'excès de risque unitaire par inhalation vis à vis du cancer (IUR) a été estimé sur l'homme (tumeurs des poumons, des trachées, décès par cancer des bronches) : il vaut $1,8 \cdot 10^{-3}$ (µg.m⁻³)⁻¹. Il n'est valable que pour des concentrations dans l'air inférieures à 6 µg.m⁻³.

IV.3.1.3 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Le terme HAP désigne les composés constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène formant des anneaux contenant 5 à 6 atomes de carbone. Ils constituent une catégorie de produits chimiques comprenant une centaine de composés distincts. Ils sont synthétisés lors de la formation de combustibles fossiles (pétrole et charbon), de combustions incomplètes de matières organiques vivantes ou fossiles ou par biosynthèse bactérienne. En raison de leur faible solubilité dans l'eau, les HAP ont tendance à s'associer aux fines particules en suspension, aussi bien dans l'eau que dans l'air. Très liposolubles, ces polluants vont, après inhalation ou ingestion, gagner les tissus riches en lipides. Les organismes inférieurs (moules et huîtres par exemple), incapables de dégrader ces hydrocarbures, les bio-accumulent.

Les HAP de faible poids moléculaire (<4 noyaux benzéniques) comme le naphthalène et le fluoranthène sont en grande partie présents dans l'atmosphère sous forme gazeuse, tandis que ceux ayant 5 noyaux ou plus comme le benzo(a)pyrène se retrouvent surtout sous forme particulaire.

En matière de toxicité, aiguë ou chronique, les données concernant les HAP demeurent rares ; la plupart d'entre elles mettent en avant leur caractère cancérigène. Actuellement, plus d'une dizaine de HAP sont reconnus comme cancérigènes chez les animaux, parmi lesquels plusieurs sont considérés comme potentiellement cancérigènes chez l'humain.

Des effets néoplasiques et génotoxiques ainsi que des effets sur les populations d'organismes vivants aquatiques dans des sites contaminés par des hydrocarbures aromatiques ont été démontrés au Canada. La présence possible de variables

confusionnelles telle l'exposition concomitante à d'autres substances qui pourraient avoir contribué aux effets observés ne permet pas de conclure à un risque pour la santé humaine à partir des études épidémiologiques disponibles. Par exemple, le chrysène, le benzo(b)fluoranthène et le benzo(a)anthracène sont classés 2A (cancérogène probable pour l'homme), et le naphthalène est classé 2B (cancérogène possible pour l'homme).

IV.3.2 Le choix des indicateurs

IV.3.2.1 Pourquoi un indicateur ?

L'abondance des polluants présents dans les SPAss rend trop compliquée et laborieuse l'évaluation des risques au cas par cas. Par conséquent, pour faciliter cette approche, seuls deux indicateurs (un par grande classe de polluants, à savoir métaux et HAP) seront pris en compte. Ainsi, l'étude d'un polluant suffit à évaluer les risques liés à la famille de molécules à laquelle il appartient, dans la mesure où l'indicateur est bien choisi.

Le choix des indicateurs est une étape très importante et délicate : en effet, ceux-ci doivent « maximiser » le risque et être représentatifs de leur famille de polluants.

IV.3.2.2 Critères de choix

Dans l'optique de ne pas sous-évaluer le risque, un certain nombre de critères doivent être pris en compte dans le choix des indicateurs. Dans un premier temps, pour conserver au maximum une bonne représentativité de la pollution, il est nécessaire de prendre un indicateur par grande catégorie de polluants : dans notre cas particulier, nous en conserverons 2, l'un représentatif des métaux lourds, l'autre des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Les autres paramètres à prendre en compte dans le choix des indicateurs sont :

- Leur toxicité : elle doit être, dans la mesure du possible, supérieure à celle des autres polluants appartenant à la famille de l'indicateur,
- Leur abondance : de même, il est important que l'indicateur soit autant voire plus abondant que les autres polluants,
- Leur stabilité environnementale : l'indicateur doit être très mobile et biodisponible dans l'environnement pour présenter un risque pour l'environnement et/ou la santé publique.

En outre, pour pouvoir aboutir dans la démarche d'évaluation des risques et les caractériser, il est important de choisir un indicateur pour lequel des valeurs toxicologiques de référence ont été établies par les organismes *ad hoc*.

Les choix effectués sont répertoriés dans les tableaux XVI et XVII ci-après, qui prennent en compte tous les paramètres sus évoqués.

Chaque paramètre sera évalué sur une échelle de notation allant de 0 à 10, en fonction du nombre de polluants étudiés. Les différents critères de choix seront mis sur le même plan ; aucun facteur de pondération ne sera utilisé pour hiérarchiser les critères.

IV.3.2.2.1 La toxicité

La toxicité des différents paramètres est la combinaison de la gravité des effets et du seuil à partir duquel ils commencent à apparaître.

Pour évaluer la toxicité, la cancérogénicité sera étudiée dans un premier temps. Tous les polluants ayant le même classement (A, B1, B2, C ou D) seront affectés du même coefficient. La différence se fera alors en fonction du seuil d'apparition des effets ; un polluant à risque stochastique sera considéré comme plus toxique qu'un polluant à risque déterministe. Pour deux polluants à risque déterministe, le coefficient le plus important sera attribué au polluant ayant le seuil le plus bas.

IV.3.2.2.2 La concentration

Le paramètre « concentration », pour les métaux lourds, est en fait le rapport de deux valeurs : la concentration maximale de l'élément considéré dans les sables lavés (cf. tableau XV) par la concentration habituellement rencontrée dans les sols (cf. [21]). Ainsi, le « bruit de fond » sera pris en compte, ce qui permet de réduire la subjectivité de ce paramètre.

Tableau XV : Teneur en polluants de sables après traitement

Paramètres	Extract	Dijon	Strasbourg	Tougas (Nantes)	
				Moyenne	Maximas
MO (%)	3 - 5	2 - 4	2.2		
MS (%)	80	90	81		
Métaux (mg.kg⁻¹ de poids sec)					
Cd	3.5	< 10	1.2	0.292	1.1
Cr	27	294		17.11	83.2
Cu	53			95	530
Hg	1.4			3.277	21.9
Ni	25			7.6	24.8
Pb	61	112	143	99.9	391
Zn	56			114.3	311

Des analyses de HAP ont été réalisées sur les sables de l'installation de Tougas (Nantes, cf. annexe 8).

Si l'on suit la même logique que pour les métaux, le paramètre « concentration » devrait être le rapport de la concentration dans les sables lavés par le bruit de fond. Toutefois, la concentration moyenne en chaque HAP dans les sols n'est pas disponible à ma

connaissance. Par conséquent, le bruit de fond sera pris égal à la concentration moyenne de chaque HAP dans les sédiments au Canada (cf. annexe 9).

Le calcul du bruit de fond présenté en annexe 9 pose cependant un problème important : pour les HAP pour lesquels on dispose à la fois d'une concentration dans les sables lavés et d'une concentration moyenne dans les sédiments au Canada, le bruit de fond ainsi calculé est supérieur aux concentrations rencontrées dans les sables lavés. Il est donc trop aléatoire de transposer à la France les résultats obtenus au Canada.

Par conséquent, en l'absence de données plus précises, la concentration brute dans les sables lavés sera utilisée.

Il faut toutefois considérer avec précaution les concentrations utilisées puisqu'il s'agit d'une mesure ponctuelle, effectuée en juin 2000, qui n'a pas été réitérée depuis ; il est donc impossible de savoir si elles sont représentatives et reproductibles.

IV.3.2.2.3 La mobilité environnementale

Le devenir des polluants dans l'environnement est apprécié par le critère « mobilité environnementale ».

En ce qui concerne les métaux, il est estimé par les constantes conditionnelles de stabilité ou l'aptitude des cations métalliques à former des complexes stables avec des ligands organiques.

Pour les HAP, il sera évalué différemment pour les deux principales voies d'exposition (inhalation et ingestion).

Pour l'inhalation, deux paramètres sont pris en compte :

- Le caractère volatil, pris inversement proportionnel au poids moléculaire (*d'après environnement Canada [22]*)
- La résistance à la biodégradation, proportionnelle au poids moléculaire (*d'après environnement Canada [22]*)

Pour l'ingestion, le caractère volatil sera remplacé par la solubilité dans l'eau à partir des constantes de solubilité prises à 25 °C. La capacité de relarguage des polluants par les particules, directement liée au coefficient de partage octanol/eau, sera également prise en compte.

La somme des critères pour chaque scénario sera ramenée à une note comprise entre 0 et 9, qui correspond au critère « mobilité environnementale ». Ainsi, chaque paramètre a le même poids.

IV.3.2.2.4 La présence de VTR

La présence de VTR a été évaluée par une note allant de 0 à 10, en fonction du nombre de VTR présentes sur 4 possibles (effets cancérigènes par voie orale et inhalation, effets non cancérigènes par voie orale et inhalation).

IV.3.2.2.5 Coefficient de choix final de l'indicateur

La sommation des indices obtenus pour chaque paramètre permet de choisir l'indicateur le plus approprié, i.e. celui qui a l'indice le plus élevé : il correspond au polluant le plus toxique, le plus abondant, le plus mobile dans l'environnement, et dont la présence de VTR permet d'aller au bout de la démarche d'évaluation des risques.

Le détail des choix effectués est résumé dans le tableau XVI ci-après.

Le cadmium sera pris comme indicateur pour les métaux, et l'ensemble de la démarche d'évaluation des risques sera réalisée pour cet élément.

L'absence de données concernant la teneur résiduelle des autres HAP dans les sables lavés rend impossible, pour l'instant, l'exhaustivité dans le choix d'un indicateur pour cette famille de polluants. Dans l'état actuel des connaissances, le fluoranthène sera utilisé, car il a l'indice le plus élevé.

Tableau XVI : Méthode de choix des indicateurs pour l'évaluation des risques

Polluants	Toxicité	Concentration (d'après [21])	Mobilité environnementale [21] [22]		Existence de VTR pour l'évaluation des risques [20]	Total (Ingestion)
			Inhalation	Ingestion		
Pb	3	391/10 = 39.1 ⇒ 3	0	0	1	7
Cu	0	530/20 = 26.5 ⇒ 2	1	3	0	3
Zn	0	311/50 = 6.22 ⇒ 0	2	2	1	3
Cd	2	3.5/0.5 = 7 ⇒ 1	3	0	3	9
Indéno [1,2,3-cd] pyrène	6	0.013 ⇒ 2	7	0	0	
Benzo(b)fluoranthène	6	0.046 ⇒ 4	0	3	0	13
Naphtalène	5	NR	7	9	10	
Phénanthrène	0	NR	3	8	0	
Anthracène	2	NR	3	5	6	
HAP						
Fluoranthène	3	0.267 ⇒ 5	3	7	6	21
Pyrène	4	NR	3	6	6	
Benzo(a)anthracène	6	NR	7	4	0	
Benzo(k)fluoranthène	6	0.023 ⇒ 3	0	0	0	9
Benzo(a)pyrène	10	0.005 ⇒ 0	0	2	6	18
Benzo(g,h,i)perylène	0	0.005 ⇒ 0	NR	NR	0	

NR = Non renseigné

Les valeurs en italique sont les concentrations habituellement rencontrées dans les sols.

Tableau XVII : Détermination de la mobilité environnementale des HAP

HAP	Critères de choix pour la stabilité environnementale (d'après [22])						Stabilité environnementale	
	Poids moléculaire	Solubilité dans l'eau	Capacité de relarguage par les particules	Caractère volatil	Résistance à la biodégradation	Scénario inhalation	Scénario ingestion	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	276	0	0	0	9	9 ⇒ 7	9 ⇒ 0	
Benzo(b)fluoranthène	252.32	4	1	1	6	7 ⇒ 0	11 ⇒ 3	
Naphtalène	128.16	9	9	9	0	9 ⇒ 7	18 ⇒ 9	
Phénanthrène	178.24	8	7	7	1	8 ⇒ 3	16 ⇒ 8	
Anthracène	178.24	5	7	7	1	8 ⇒ 3	13 ⇒ 5	
Fluoranthène	202.26	7	5	5	3	8 ⇒ 3	15 ⇒ 7	
Pyrène	202.26	6	5	5	3	8 ⇒ 3	14 ⇒ 6	
Benzo(a)anthracène	228	3	4	4	5	9 ⇒ 7	12 ⇒ 4	
Benzo[k]fluoranthène	252.32	2	1	1	6	7 ⇒ 0	9 ⇒ 0	
Benzo[a]pyrène	252.32	1	3	1	6	7 ⇒ 0	10 ⇒ 2	
Benzo[g,h,i]perylène	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	

IV.3.3 Les voies d'exposition

L'utilisation des SPAss lavés en remblai est susceptible de générer une exposition humaine aux polluants pré-cités.

Les principales voies d'exposition, et les populations concernées sont les suivantes :

- Exposition par la consommation d'eau potable contaminée par les sédiments : les polluants présents dans les SPAss peuvent rejoindre les nappes phréatiques par infiltration, ou les cours d'eaux superficiels par ruissellement. Si un captage ou un pompage destiné à la production d'eau potable est installé sur cette ressource, il en découle un risque pour les populations alimentées.
- Exposition par inhalation : ce type d'exposition concerne essentiellement les travailleurs du BTP qui manipuleront les sables ; par la suite, le recouvrement du remblai par la couche de forme et l'enrobé réduira considérablement les risques d'exposition de la population générale.
- Exposition par ingestion via l'alimentation : ce cas peut se produire si la ressource polluée par les SPAss est utilisée pour l'irrigation des cultures. Des phénomènes de bio-accumulation interviennent alors, et rend beaucoup plus compliquée l'évaluation des risques. De surcroît, cette voie d'exposition est anecdotique comparée aux deux premières.

En l'absence de données scientifiques permettant d'évaluer les concentrations en polluants dans l'air au voisinage des SPAss, seule l'exposition par ingestion via l'eau potable est susceptible d'être étudiée.

Dans la mesure où le remblai est rapidement recouvert, les fuites par ruissellement sont négligeables par rapport à l'infiltration : par conséquent, le scénario d'exposition retenu pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'utilisation de SPAss lavés en remblai sera la pollution d'une nappe phréatique sous-jacente par infiltration.

IV.3.4 Evaluation des risques liés à une exposition par ingestion via l'eau potable

IV.3.4.1 Données disponibles

Des tests de lixiviation ont été conduits à partir de la norme X 31-210 élaborée pour les mâchefers, dans plusieurs installations de traitement de sables. Le protocole utilisé consiste à mettre en contact 100g de matériau avec 1L d'eau distillée pendant 16 heures, puis à récupérer le surnageant dont une partie sera analysée, et l'autre conservée pour être mélangée ultérieurement avec les autres lixiviats. Cette manipulation sera répétée à 3

reprises et les 3 lixiviats qui ont été mis de côté seront mélangés puis analysés. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau XVIII.

Tableau XVIII : Résultats des tests de lixiviation (norme X 31-210)

Paramètres analysés	Unité	LIMOGES [12]	BEAUVAIS [12]	ROISSY en France [16]	Tougas [12] Maxima
Fraction soluble	%	0.14	0.2		0.42
pH		7.50 – 8.0			
Hg	(mg.kg ⁻¹ MS)	< 0.015	< 10	< 0.03	0.019
Pb	(mg.kg ⁻¹ MS)		< 1	< 1.55	1.15
Cd	(mg.kg ⁻¹ MS)		< 0.5	< 0.3	1.15
As	(mg.kg ⁻¹ MS)	0.3		< 0.05	0.083
Cu					1.15
Zn					1.1
Ni					1.150
Se					0.058
Cr total					1.15
Cr ⁶⁺	(mg.kg ⁻¹ MS)	< 0.3	< 1	< 0.3	
SO ₄ ²⁻	(mg.kg ⁻¹ MS)	420		2145	
COT	(mg.kg ⁻¹ MS)		127	217	
MVS	%		385		3.9
HC totaux	(mg.kg ⁻¹ MS)			< 26	

Ces résultats mettent en évidence la très faible mobilité des métaux lourds, dont les concentrations sont souvent inférieures aux seuils de détection des méthodes utilisées. La concentration maximale en cadmium est égale à 1.5 mg.kg⁻¹ de MS : elle sera utilisée pour l'évaluation des risques sanitaires.

En revanche, les HAP ne sont pas étudiés dans les tests de lixiviation : en l'absence de données concernant leurs concentrations dans les lixiviats, il est impossible de mener l'évaluation des risques jusqu'au bout.

Seuls les métaux seront donc étudiés.

IV.3.4.2 Caractérisation du risque

IV.3.4.2.1 Comparaison aux limites de potabilité du décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine

Les données présentées dans le tableau XVII sont insuffisantes pour effectuer une comparaison avec les limites de potabilité des eaux définies dans le décret 2001-1220 du 20

décembre 2001. En effet, la plupart des paramètres ne sont pas analysés dans les tests de lixiviation ; c'est la cas, par exemple des HAP et des pesticides.

Des analyses plus complètes seront nécessaires pour aller jusqu'au bout de la démarche d'évaluation des risques.

Les concentrations présentées dans le tableau XIX sont les concentrations maximales du tableau XVIII (en gras), converties en $\mu\text{g.L}^{-1}$, en prenant en compte les conditions opératoires de la norme X31-210.

Tableau XIX : Comparaison des concentrations en métaux dans les lixiviats avec les limites de potabilité du décret 2001-1220

Paramètre	Concentration dans les lixiviats ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Limites de potabilité (décret 2001-1220)
Hg	0.63	1
Pb	38.3	10
Cd	38.3	5
As	10	10
Cu	38.3	2000
Ni	38.3	20
Se	1.9	10
Cr total	38.3	50

Trois paramètres sur huit dépassent les valeurs limites imposées dans le décret 2001-1220, dont l'indicateur cadmium. Les lixiviats sont donc contaminés par les métaux lourds, impropres à la consommation, et susceptibles de contaminer une ressource en eau.

Il est impossible de pousser plus loin la comparaison du fait des lacunes analytiques qui demeurent encore aujourd'hui ; il est donc nécessaire, dans un avenir proche, de généraliser les analyses sur les sables lavés afin de pouvoir mieux appréhender leur toxicité potentielle, à la fois pour les métaux et les autres molécules, telles que les HAP.

IV.3.4.2.2 Comparaison aux valeurs toxicologiques de référence de l'indicateur

L'US-EPA préconise une RfD de $5.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ dans l'eau potable pour le cadmium (partie 4.3.1.2.4). La concentration en cadmium des lixiviats est prise égale à la concentration la plus péjorative pour maximiser le risque, à savoir $3,83.10^{-2} \text{ mg.L}^{-1}$ (cf. tableau XIX).

IV.3.4.2.2.1 Toxicité des lixiviats

Dans l'hypothèse d'une teneur en cadmium de $3,83.10^{-2} \text{ mg.L}^{-1}$, les lixiviats bruts dépassent la valeur toxicologique de référence pour le cadmium. En effet, un adulte de 60 kg qui consomme 2 L d'eau de boisson par jour, sera exposé à un apport journalier de $12,8.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Le quotient de danger correspondant est supérieur à 1 ; les lixiviats présentent donc, bruts, un danger pour la santé humaine. Toutefois, ils ne seront pas consommés en l'état, mais seulement après dilution dans une nappe phréatique susceptible de servir de ressource en eau potable à la population.

IV.3.4.2.2 Contamination d'une nappe phréatique par les lixiviats

Le scénario étudié consiste en un dépôt de sables lavés en remblai, au dessus d'une nappe phréatique sur une longueur de 100m et une largeur de 50m.

Les hypothèses correspondant à ce scénario sont les suivantes (d'après [23]) :

- Pluviométrie : 1000 mm.an⁻¹,
- Pluie efficace : 40%,
- Vitesse de nappe : 200 m.an⁻¹,
- Hauteur de nappe affectée par la pollution : 2 m,
- Surface du remblai au contact de la nappe : 5000 m² (longueur = 100 m, largeur = 50m).

Les valeurs choisies ci-dessus sont cohérentes avec les situations habituellement rencontrées sur le territoire national.

Sous ces hypothèses, le débit de percolat s'infiltrant dans les sables est égal à :

$$\begin{aligned} D_p &= \text{pluviométrie} * \text{pluie efficace} * \text{surface soumise à l'infiltration} \\ &= 1 * 0.4 * 5000 = \mathbf{2000 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}} \end{aligned}$$

Le débit de la nappe au niveau du remblai vaut quant à lui :

$$\begin{aligned} D_N &= \text{vitesse nappe} * \text{hauteur nappe} * \text{largeur remblai} \\ &= 200 * 50 * 2 = \mathbf{20\ 000 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}} \end{aligned}$$

Le pourcentage de dilution correspondant équivaut donc à $P = \frac{D_p}{D_N} = 10\%$.

Dans l'éventualité d'un pourcentage de dilution égal à 10%, correspondant aux hypothèses précédentes, la concentration en Cd dans l'eau de la nappe aussitôt en aval du dépôt de remblai serait de $3,83.10^{-3} \text{ mg.L}^{-1}$, ce qui correspond à un apport journalier par l'eau de boisson de $1,28.10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, pour une consommation et un poids moyens de 2L par jour et de 60 kg.

Le calcul du quotient de danger donne, dans ce cas, le résultat suivant :

$$Q_d = \frac{1,28.10^{-4}}{5.10^{-4}} = \mathbf{0.256 < 1}$$

IV.3.4.3 Conclusions et recommandations

Le calcul du quotient de danger pour l'indicateur cadmium est inférieur à 1 d'un facteur 4. Au vu du grand nombre d'incertitudes intrinsèques à l'évaluation des risques et même si les hypothèses effectuées ont été choisies de manière à maximiser le risque, il est impossible de conclure avec certitude à une absence de risque sanitaire lié à une exposition au cadmium via l'eau potable suite à la réutilisation des sables lavés en remblai. Il en est donc de même pour les autres métaux lourds.

En effet, dans un premier temps, les conditions de lixiviation de la norme X 31-210 sont totalement différentes de celles qui seront rencontrées dans la nature :

- La solution de lixiviation est de l'eau distillée dont le pH est différent des eaux de pluie ; or, le pH est un des facteurs qui influence le plus la mobilité des métaux.
- Le test consiste en une agitation des matériaux dans une solution aqueuse, avec un large excès d'eau par rapport au poids de matériau, alors que, dans les conditions naturelles, ce rapport est inversé et l'eau de pluie percole naturellement à travers les matériaux.

Un test de percolation en colonne qui conserverait la même proportion liquide/solide que les conditions naturelles serait beaucoup plus significatif et représentatif de la réalité.

En outre, le quotient de danger n'est pas très éloigné de 1 ; l'absence de risque sanitaire est donc loin d'être évident.

De plus, seul le risque inhérent aux métaux lourds a été évalué dans cette étude du fait du manque de données concernant les HAP et d'autres molécules telles que les PCB. Ces autres composés sont bien souvent tout aussi voire plus toxiques que les métaux mais également beaucoup plus mobiles ! Aucune conclusion ne peut donc être portée quant à la toxicité ou l'innocuité des sables.

Une meilleure connaissance du risque passera nécessairement par une analyse systématique des HAP et des PCB lors des tests de lixiviation.

Enfin, seule une voie d'exposition a été étudiée parmi toutes celles existantes, du fait du trop grand nombre d'incertitudes. Les autres scénarii devront également être étudiés lorsque l'évolution des connaissances scientifiques le permettra.

D'ici là il est raisonnable d'adopter le principe de précaution et d'éviter d'utiliser ce type de matériaux dans les zones sensibles ; ainsi, les zones disposant d'une nappe phréatique sous-jacente ou d'un cours d'eau servant de ressource en eau potable à une population seront à proscrire pour la réutilisation des SPAss.

CONCLUSION

Les sous-produits d'assainissement pluvial représentent un gisement annuel non négligeable à l'échelle nationale, voisin de 10 millions de tonnes de matière sèche. L'absence de plans de gestion de ces sous-produits est par conséquent problématique, du fait des quantités mises en jeu, mais aussi de leur toxicité intrinsèque, qui, en l'absence totale de réglementation, constitue un danger pour l'environnement et la santé publique.

A l'heure actuelle, un certain nombre d'installations de lavage de sables sont implantées sur le territoire national, même si elles restent encore peu nombreuses. Constituées d'un trommel rotatif et d'un dispositif de lavage à l'eau, elles permettent d'abattre la pollution, majoritairement adsorbée sur les fines, en réalisant une coupure granulométrique à 80µm. Les sables sortant de telles installations sont valorisés dans certains cas, mais la plupart suivent encore la filière d'élimination des déchets ménagers et assimilés.

L'étude expérimentale réalisée sur 35 échantillons de sables lavés, prélevés par différentes conditions météorologiques sur l'installation de Limoges, a mis en évidence l'aptitude mécanique des sables à être valorisés en remblai, à la sortie du laveur. En revanche, la plupart de SPAss, à l'exception de ceux provenant des voiries et des dessableurs de STEP, ne sont pas réutilisables sans traitement, du fait, entre autres, de leur teneur trop importante en matières organiques.

Ces différences de composition entre les SPAss conduit logiquement à proposer des filières de traitement séparées : les produits les moins chargés seraient simplement débarrassés des encombrants par criblage, tandis que les plus pollués d'entre eux subiraient un traitement complet. Cette solution suppose la mise en place d'un tri à la source mais présente le triple avantage de réduire les frais de lavage (le criblage est 2 à 3 fois moins coûteux que le lavage complet), de limiter le transfert de pollution des sables vers les boues de STEP et la consommation d'eau, inhérents aux procédés de lavage à l'eau.

D'un point de vue économique, le lavage des sables en vue de leur réutilisation est moins coûteux pour les producteurs que la mise en décharge de classe 2. Ce coût sera encore réduit lorsque la prise en charge séparée des SPAss sera opérationnelle.

D'autres voies de valorisation demandent encore à être étudiées, telles que la réhabilitation de sols ou la fabrication de béton. Toutefois, pour cette dernière réutilisation, les caractéristiques requises sont beaucoup plus exigeantes que pour le remblai, et nécessiteront la mise en place d'un système de traçabilité très performant en sortie de lavage.

Les risques sanitaires ont été partiellement évalués pour une exposition par inhalation via l'eau potable consécutive à la contamination d'une nappe phréatique par les lixiviats des sables utilisés en remblai. L'évaluation des risques n'a pas pu être menée jusqu'au bout, du fait du manque de connaissances quant aux concentrations en toxiques dans les lixiviats. En

effet, ni les HAP, ni les PCB ne sont analysés lors des test de lixiviation. En outre, l'absence de VTR pour certaines molécules et certains effets n'a pas permis de pousser plus loin l'évaluation. Toutefois, la caractérisation du risque a été réalisée pour des expositions au cadmium par voie orale et pour des effets non cancérogènes. La caractérisation du risque a porté sur le cadmium car il a été choisi comme indicateur pour la famille des métaux lourds, du fait de sa grande mobilité, de sa toxicité, et de sa présence en quantités importantes dans les SPAss lavés. Elle conclut à une toxicité des lixiviats bruts (Q_d supérieur à 1), mais ne permet pas de conclure avec certitude à une absence de risque sanitaire après une dilution de 10% dans une nappe phréatique, correspondant au scénario étudié (Q_d trop proche de 1). En effet, un trop grand nombre d'incertitudes demeurent (conditions de lixiviation trop différentes de la réalité, quotient de danger proche de 1, méconnaissance des concentrations en HAP et PCB, impossibilité d'étudier les autres voies d'exposition). Par conséquent, il est important de développer les recherches en ce sens pour améliorer l'état des connaissances scientifiques dans ce domaine.

D'ici là il est prudent d'adopter le principe de précaution et d'éviter la réutilisation des SPAss dans les zones vulnérables à la pollution, comme celles contenant une ressource en eau susceptible d'être utilisée pour la production d'eau potable ou l'irrigation.

Bibliographie

- [1] D. Bomstein. Editorial. Environnement Magazine n°1609 – Juillet-Août 2002.
- [2] Observatoire National de la Route (ONR). Enquête déchets, 2000.
- [3] S. Kempf. Les enjeux liés à la gestion et à la valorisation des boues et sédiments de l'assainissement pluvial. Rapport du CETE du Sud-Ouest, 2001.
- [4] A. Sermanson. Définition et optimisation de filières de traitement et de valorisation de sous-produits d'assainissement au sein de la Communauté urbaine de Bordeaux. Rapport du GARIH (Groupement Aquitain pour la Recherche et l'Innovation en Hydrologie), 1998.
- [5] Action SETRA, programme POLEN. Bassins de retenue routiers : migration des métaux lourds et de hydrocarbures, dossier n° 17.92.Y.550, 2000.
- [6] P. Berga. Réduction des impacts des rejets urbains de temps de pluie. Rapport GARIH, 1998.
- [7] C. Delattre, J-L Bertrand-Krajewski. Caractérisation et traitabilité des sous-produits solides de l'assainissement. Rapport GARIH, 1996.
- [8] F. Caquel, J. Claire. Risque de pollution par infiltration dans les bassins routiers. Rapport LRPC Nancy, 1998.
- [9] A. Spierenburg, C. Demanze. Pollution des sols : comparaison – application de la liste Néerlandaise. Environnement & Technique, info-déchets, courants. Mai 1995 / N°146.
- [10] Ministry of Housing, spatial Planning and Environment. Intervention values and target values. Soil quality standards.
- [11] V. Colandini. Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds. Rapport de thèse, spécialité chimie et microbiologie de l'eau, 1997.
- [12] Enquête auprès des gestionnaires d'installations de lavage de sables. Annexes 1 et 2.
- [13] AFNOR XP P 18-540. Granulats : Définitions, conformité, spécifications. Normalisation Française.
- [14] AFNOR NF P 11-300. Exécution des terrassements : classification des matériaux utilisables dans le construction des remblais et des couches de forme d'infrastructures routières. Normalisation Française.
- [15] SETRA-LCPC. Guide technique : Réalisation des remblais et des couches de forme. Septembre 1992.
- [16] D. Helaine. Les boues de curage des réseaux d'assainissement : caractéristiques et techniques de traitement/valorisation. TSM numéro 4 - avril 2000 – 95^e année.
- [17] AFNOR NF P 94-050. Sols : reconnaissance et essais. Détermination de la teneur en eau pondérale des matériaux. Normalisation Française.

- [18] AFNOR NF P 94-056. Sols : reconnaissance et essais. Analyse granulométrique : méthode par tamisage à sec après lavage. Normalisation Française.
- [19] AFNOR NF P 94-068. Sols : reconnaissance et essais. Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux. Normalisation Française.
- [20] <http://www.tera.org/iter>
- [21] J. Baron. Interactions des métaux lourds avec les boues d'épuration et les sols – Complexation de Cu et Cd par des boues et spéciation dans les solutions de sols. Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées – ISSN 1157- 3988.
- [22] Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. Liste des substances d'intérêt prioritaire ; Rapport d'évaluation. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.
- [23] M. Bray et al. Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Rapport du CEMAGRET et ENTPE. Avril 2001.

Liste des annexes

Annexe 1 : Bilan des personnes contactées et des réponses au questionnaire relatif aux installations de lavage de sables.....	54
Annexe 2 : Bilan des informations récoltées par le biais du questionnaire sur les installations de lavage de sables.....	56
Annexe 3 : Synoptique de l'installation de lavage de sables de Limoges.....	61
Annexe 4 : Bilan des analyses effectuées par la STEP de Limoges pour les mois de juin et juillet 2002.....	63
Annexe 5 : Conditions de prélèvement des échantillons de sables sur l'installation de Limoges.....	64
Annexe 6 : Résultats des analyses de sables prélevés sur l'installation de lavage de Limoges du 1 ^{er} au 5 juillet 2002.....	65
Annexe 7 : Analyse statistique des résultats des analyses effectués sur les sables prélevés sur l'installation de Limoges.....	69
Annexe 8 : Synthèse des résultats d'analyse réalisés sur les sables lavés de la STEP de Tougas (Nantes).....	80
Annexe 9 : Tableau récapitulatif des concentrations médianes en HAP rencontrées au Canada – Obtention du « bruit de fond » des HAP dans l'environnement.....	81
Annexe 10 : Représentations graphiques des distributions étudiées dans la partie statistique	82

ANNEXE 1 :
BILAN DES PERSONNES CONTACTEES ET DES
REPONSES AU QUESTIONNAIRE RELATIF AUX
INSTALLATIONS DE LAVAGE DE SABLES

Coordonnées	Réponse	Installation en fonctionnement	Société
Tel : 01 69 83 50 00	oui	ne tourne plus	
Tel : 02 38 51 73 55	oui	ne tourne plus	Agence de l'eau
Tel : 03 35 59 20 30	oui	juin-03	
l : 03 80 72 91 80 didier.naas@lyonnaise-des-eaux.fr	oui	oui	Lyonnaise des eaux
Tel : 01 48 64 93 84 ecopurej@cdg-net.com	non	oui	filiale de Vivendi
l : 01 64 67 27 27 rbenaddou.extract@campenon.com	oui	oui	
l 76 55 82 42 - 1611, route du TRAM - 38690 COLOMBES	non	oui	
Tel : 01 40 85 66 66	oui	non (travaux)	SANITRA
44 02 12 03 - centre de traitement des eaux usées - 35, av. Blaise Pascal - ZA n°2 - 60 000 BEAUVAIS	oui	oui	
02 40 46 96 24 - Loire 21 - 64, quai Emile CORMERAIS - 44800 SAINT HERBLAIN	oui	oui	Communauté Urbaine
Tel : 01 30 86 31 02 - Fax : 01 30 86 29 69	non	oui	SIAAP
el : 03 21 46 23 51 environnement@mairie-calais.fr	non	oui	Ville de Calais
05 55 31 40 23 - Fax : 05 55 31 40 14 - Ville de Limoges - rvice Eau et assainissement - STEP - 87000 LIMOGES	oui	oui	Ville de Limoges
l : 21 62 66 25 - STEP de LAPUGNOY - 6, quai du Sénégal - 62122 LAPUGNOY	oui	oui	Vivendi
01 60 78 98 82 stephane.frenette@lyonnaise-des-eaux.fr	oui	oui	Lyonnaise des eaux
Tel : 02 37 21 64 22 - Fax : 02 37 21 00 43	non	oui	
Tel : 03 88 60 97 93 - Fax : 03 88 60 97 90	oui	oui	Communauté Urbaine
Tel : 01 45 10 18 40 - Fax : 01 43 82 51 56	non	oui	SIAAP

ANNEXE 2 :
BILAN DES INFORMATIONS RECOLTEES PAR LE
BIAIS DU QUESTIONNAIRE SUR LES
INSTALLATIONS DE LAVAGE DE SABLES

Synthèse-Bilan des questionnaires sur les installations de lavage des sables						
Question	Réponses	% parmi les réponses	Moyenne	Minimum	Maximum	
Type d'installation	Trommel + laveur	100				
	Autres	0				
	Dessableur STEP	87,5				
	Curage réseaux assainissement	100				
	Produits de balayage des voiries	50				
	Bassins de retenue urbains & routiers	50				
	Vidange assainissement autonome	12,5				
Provenance des sables	Autres (laque industrielle)	12,5				
	Capacité de l'installation (en T.h ⁻¹)		6,6	1,5	15	
	Maille du Trommel rotatif en mm (criblage)			9	6	10
		Densité		1,4	1,2	1,6
		MO (%)		29,9	8,8	60
		Siccité (%)		47,1	20	68,9
		HC totaux				
HAP totaux						
Pb			1319	108	6411	
Cd			2,7	0,9	<10	
Al						
As			5	5	5	
Caractéristiques de sables en entrée	Cr total		59,5	14	100	
	SO ₄ ²⁻					
	Densité		1,3	1,1	1,6	
	MO (%)		3,0	1,07	5	
	Siccité (%)		83,5	79	90	
	HC totaux		116,5	116,5	116,5	
	HAP totaux					
	Pb		104,0	0,02	391	
	Cd		1,7	0,005	<10	
	Al					
	As		4	0,025	18	
	Cr total		112,7	0,02	294	
	SO ₄ ²⁻					
Caractéristiques de sables en sortie	Mercuré		2,3	0,001	21,9	

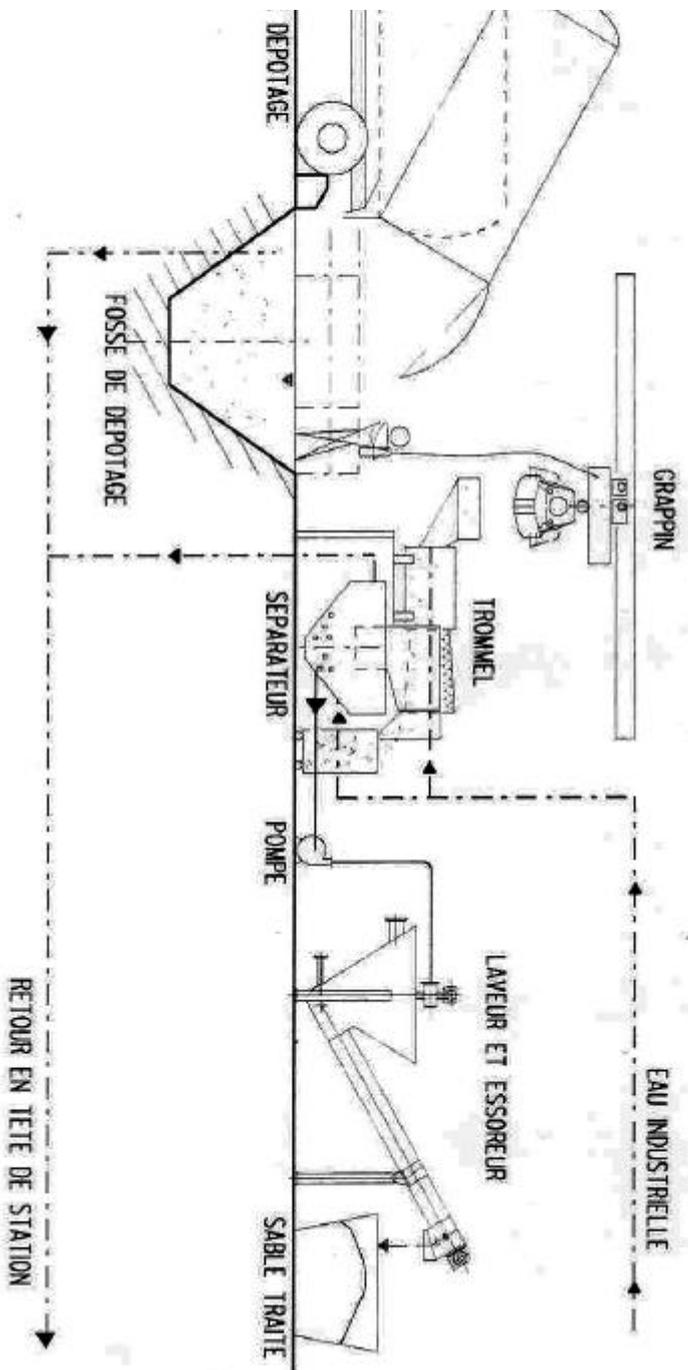
Question	Réponses	% parmi les réponses	Moyenne	Minimum	Maximum
Résultats des tests de lixiviation	Fraction soluble (% de MS)		0,22	0,14	0,42
	Hg (mg.kg ⁻¹ de MS)		0,01	0,002	<10
	Pb (mg.kg-1 de MS)		0,58	0,024	1,15
	Cd (mg.kg-1 de MS)		0,418	0,06	1,15
	As (mg.kg-1 de MS)		0,17	0,059	0,3
	Cr ⁶⁺ (mg.kg-1 de MS)			<0,3	<2,559
	SO ₄ ²⁻ (mg.kg-1 de MS)		420	420	420
	COT (mg.kg-1 de MS)		94,8	64,5	127
	Sables		35,7	10	66
	Refus		22,25		2
Proportion de matière par rapport au produit entrant	CET 2		62,5		
	Autres		25		
	Valorisation		37,5		
Destination des sables	CET 2		50		
	CET 3		12,5		
	CET 3				
Coût d'élimination en €/T	CET 2		71,6	61	90
	CET 3		3,75	3	4,5
	CET 3				
Volume d'eau utilisé pour le traitement (m ³ .T ⁻¹)			16,0	3,3	40
	Sortie de STEP/eau industrielle		87,5		
Provenance de l'eau	Eau potable		25		
	Caplage		12,5		
	Autres		0		
	DCO (mg O ₂ /L)		3842	700	7000
Caractéristiques des eaux en sortie	DBO5 (mg O ₂ /L)		786,5	110	3082
	MES (g/L)		8,5	1,17	20
	NTK (mg N/L)		64	30	207
Coût de la prestation de lavage à la tonne en €			42,8	26	60

		Limoges	Beauvais	Evry	Dion	Extract	Strasbourg	Lapugnot	Min	Max	Moy
Question	Réponses										
Type d'installation	Trommel + laveur	1	1	1	1	1	1	1	1		
	Autres	0	0	0	0	0	0	0	0		
Provenance des sables	Dessableur STEP	1	1	1	1	1	0	1	1		
	Curage réseaux assainissement	1	1	1	1	1	1	1	1		
	Produits de balayage des voiries	0	0	1	1	1	1	0	0		
	Bassins de retenue	0	0	1	0	1	1	1	1	0	
	Vidange assainissement autonome	1	0	0	0	0	0	0	0		
	Autres (laque industrielle)	0	0	0	0	1	0	0	0		
Capacité de l'installation (en T.h ⁻¹)		1,5	1,6	12	6	15	1 à 11,5	2	8		
Maille du Trommel rotatif en mm		10	6	10	10	8	10	10	8		
	Densité				1,4	1,2 à 1,6					
Caractéristiques de sables en entrée	MO (%)	30,82				40 à 60	8,8				
	Siccité (%)	42,48				20 à 40	68,9				
	HC totaux										
	HAP totaux										
	Pb				108	1008 à 6411	139,4				
	Cd				< 10	0,9 à 7	1,5				
	Al										
	As						5				
	Cr total				62	14 à 100					
	SO ₄ ²⁻										
	Densité				1,1	1,5 à 1,6					
	MO (%)	1,07		< 4	2 à 4	3 à 5	2,2		4,7		
Siccité (%)	87,42	79	> 85	90	80	81			116,5	116,5	
HC totaux											
HAP totaux											
Caractéristiques de sables en sortie	Pb				112	61	143		0,02	391	99,9
	Cd				< 10	3,5	1,2		0,005	1,1	0,292
	Al										
	As								0,025	18	4,8
	Cr total				294	27	27,8 de Cr ⁶⁺		0,02	83,2	17,11
	SO ₄ ²⁻										
	Mercure					1,4			0,001	21,9	3,277

Réponses	Limoges	Beauvais	Evry	Dijon	Extract	Strasbourg	Lapugny	Tougas		
								Min	Max	Moy
Fraction soluble (% de MS)	0,14	0,2						0,21	0,42	0,31
Hq (mg.kg ⁻¹ de MS)	<0,015	<10						<0,067	0,002	0,019
Pb (mg.kg ⁻¹ de MS)		<1						<0,099	0,024	1,15
Cd (mg.kg ⁻¹ de MS)		<0,5						<0,067	0,06	1,15
As (mg.kg ⁻¹ de MS)	0,3							<0,106	0,04	0,083
Cr ⁶⁺ (mg.kg ⁻¹ de MS)	<0,3	<1						<2,559		
SO ₄ ²⁻ (mg.kg ⁻¹ de MS)	420									
CO _T (mg.kg ⁻¹ de MS)		127						62,68 (moy)		
Sables		20	23	60	10 à 40	66			20	
Refus		25	22	10	2 à 5	33			40	
CET 2	1	1	1	0	1	1			0	
Autres	0	0	0	1	0	1			0	
Valorisation	0	0	1		1	1			0	
CET 2	0	1	1		1	0			1	
CET 3	1	0	0		0	0			0	
CET 2		90	76		61	61			70	
CET 3	4,5			3						
	3,3	30	10	5	5		40	19		
Sortie de STEP/eau industrielle	1	1	1	1	1	0	1	1		
Eau potable	0	0	0	1	1	0	0	0		
Cartage	0	0	0	0	0	1	0	0		
Autres	0	0	0	0	0	0	0	0		
DCO (mg O ₂ /L)			700	7000					1804	6242
DBO ₅ (mg O ₂ /L)			110						456	3082
MES (g/L)			1,17	20					1,8	5,7
NTK (mg N/L)			30						31	207
			46	26	60				39,2	

ANNEXE 3 :
SYNOPTIQUE DE L'INSTALLATION DE LAVAGE
DE SABLES DE LIMOGES

SCHEMA DE L'USINE TRAITEMENT DES BOUES DE L'URVILLE



ANNEXE 4 :
BILAN DES ANALYSES EFFECTUEES PAR LA STEP DE
LIMOGES POUR LES MOIS DE JUIN ET JUILLET 2002

Date du prélèvement	Teneur en MVS (%)	Siccité (%)
04-juin 2002	1,11	82,63
05-juin 2002	1,15	80,27
06-juin 2002	1,03	88,81
07-juin 2002	0,91	89,95
10-juin 2002	1,03	79,98
11-juin 2002	1,14	86,73
12-juin 2002	1,04	91,39
13-juin 2002	1,15	93,15
14-juin 2002	1,06	93,87
03-juil 2002	1,2	89,5
10-juil 2002	1,1	93,18
17-juil 2002	0,89	94,52
24-juil 2002	0,83	95,93

ANNEXE 5 :

CONDITIONS DE PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS DE SABLES SUR L'INSTALLATION DE LIMOGES

Echantillons	Conditions de prélèvements			
	Date	Heure	Météorologie	Moment du cycle
Ayi 1	03-juil	15h10	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 2	03-juil	10h30	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 3	04-juil	10h40	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 4	04-juil	14h45	Tps sec	Début cycle
Ayi 5	04-juil	10h05	Tps sec	Début cycle
Ayi 6	04-juil	14h00	Tps sec	Début cycle
Ayi 7	03-juil	9h40	Tps pluie	Début cycle
Ayi 8	03-juil	16h00	Tps pluie	Début cycle
Ayi 9	04-juil	15h00	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 10	03-juil	10h05	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 11	03-juil	10h55	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 12	03-juil	10h45	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 13	03-juil	11h00	Tps pluie	Fin cycle
Ayi 14	04-juil	15h00	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 15	04-juil	10h55	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 16	05-juil	9h50	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 17	05-juil	10h00	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 18	03-juil	14h50	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 19	05-juil	9h35	Tps sec	Début cycle
Ayi 20	03-juil	14h30	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 21	04-juil	11h25	Tps sec	Fin cycle
Ayi 22	03-juil	9h10	Tps pluie	Fin cycle
Ayi 23	05-juil	9h38	Tps sec	Début cycle
Ayi 24	03-juil	11h10	Tps pluie	Fin cycle
Ayi 25	03-juil	15h40	Tps pluie	Fin cycle
Ayi 26	04-juil	10h30	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 27	03-juil	14h10	Tps pluie	Début cycle
Ayi 28	05-juil	9h45	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 29	04-juil	10h25	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 30	03-juil	10h35	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 31	04-juil	15h00	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 32	03-juil	11h00	Tps pluie	Milieu cycle
Ayi 33	04-juil	10h00	Tps sec	Milieu cycle
Ayi 34	03-juil	11h40	Tps pluie	Début cycle
Ayi 35	03-juil	14h25	Tps pluie	Début cycle
Ayi 36	05-juil	11h	Tps sec	Entrée Grappin

ANNEXE 6 :
RESULTATS DES ANALYSES DE SABLES
PRELEVES SUR L'INSTALLATION DE LAVAGE DE
LIMOGES,
DU 1^{ER} AU 5 JUILLET 2002

		Granulo en %												
Echantillon	Masse humide	masse sèche	0	0,1	0,2	0,4	1	2	5	10	50	C		
Avi 1	806	737	1	1	1,1	13,7	51,7	76,7	97,0	100,0	100,0	0,97		
Avi 2	640	560	0	0	1,6	20,3	61,8	85,2	98,4	100,0	100,0	0,98		
Avi 3	823	760	0	0	0,7	11,3	45,8	67,6	90,7	100,0	100,0	0,91		
Avi 4	583	546	0	0	1,8	20,6	58,0	78,9	94,5	100,0	100,0	0,95		
Avi 5	745	702	0	0	0,1	9,6	46,8	68,6	90,6	100,0	100,0	0,91		
Avi 6	568	531	0	0	1,1	14,7	49,7	70,6	91,5	100,0	100,0	0,92		
Avi 7	581	529	0	0	0,3	10,6	49,5	79,0	97,2	100,0	100,0	0,97		
Avi 8	531	494	1	1	1,4	10,8	47,6	70,7	92,7	100,0	100,0	0,93		
Avi 9	674	626	1	1	2,4	21,1	61,2	82,4	97,1	100,0	100,0	0,97		
Avi 10	523	459	0	0	1,1	18,8	58,4	83,2	98,5	100,0	100,0	0,98		
Avi 11	527	470	1	1	2,6	16,5	62,6	85,3	98,1	100,0	100,0	0,98		
Avi 12	546	475	0	0	1,7	21,7	64,2	87,2	99,4	100,0	100,0	0,99		
Avi 13	565	522	0	0	0,8	11,0	62,7	87,0	98,1	100,0	100,0	0,98		
Avi 14	520	480	1	1	2,2	21,7	61,3	82,1	96,7	100,0	100,0	0,97		
Avi 15	595	555	0	0	0,7	10,8	45,8	69,2	91,9	100,0	100,0	0,92		
Avi 16	502	476	0	0	0,6	7,9	46,6	76,7	96,2	100,0	100,0	0,96		
Avi 17	550	490	0	0	1,1	13,9	50,9	78,6	97,3	100,0	100,0	0,97		
Avi 18	600	545	0	0	0,0	11,2	55,3	79,1	98,2	100,8	100,8	0,97		
Avi 19	588	554	0	0	0,7	11,1	48,3	72,7	94,6	100,0	100,0	0,95		
Avi 20	552	521	1	1	0,9	10,3	53,9	79,1	97,3	100,0	100,0	0,97		
Avi 21	542	505	0	0	0,2	9,1	42,6	63,8	87,7	100,0	100,0	0,88		
Avi 22	546	501	0	0	0,7	9,8	49,7	79,3	97,8	100,0	100,0	0,98		
Avi 23	505	483	1	1	1,2	10,1	47,6	74,7	95,0	100,0	100,0	0,95		
Avi 24	513	465	0	0	0,4	8,8	61,1	87,3	98,3	100,0	100,0	0,98		
Avi 25	583	527	0	0	0,2	11,4	52,6	76,3	96,0	100,0	100,0	0,96		
Avi 26	510	484	0	1	0,7	12,3	48,5	72,1	93,2	100,0	100,0	0,93		
Avi 27	520	485	0	0	0,0	9,9	55,6	81,4	97,6	100,1	100,1	0,98		
Avi 28	570	546	0	0	0,8	8,8	48,6	78,4	97,4	100,0	100,0	0,97		
Avi 29	513	489	0	0	0,7	13,0	49,1	70,8	93,7	100,0	100,0	0,94		
Avi 30	502	447	0	0	1,3	21,4	64,4	88,1	98,7	100,0	100,0	0,99		
Avi 31	525	495	0	0	1,3	13,7	52,5	76,3	95,1	100,0	100,0	0,95		
Avi 32	516	463	0	0	1,0	10,9	62,5	87,7	98,7	100,0	100,0	0,99		
Avi 33	529	505	0	0	0,4	11,0	48,7	70,9	91,7	100,0	100,0	0,92		
Avi 34	502	464	1	1	1,8	14,3	63,6	87,5	98,5	100,0	100,0	0,98		
Avi 35	533	498	0	0	0,8	11,0	58,2	83,9	98,8	100,0	100,0	0,99		
Avi 36	609	135	2	5	16,4	40,1	66,0	83,0	96,3	97,0	100,0	0,96		
Moyenne	569,4	525,4	0	0,3	1,0	13,2	53,9	78,2	95,8	100,0	100,0	1,0		
Ecart-type	80,0	74,5	0	0,4	0,7	4,3	6,6	6,7	3,0	0,1	0,1	0,0		
Médiane	546,0	501,3	0	0,3	0,8	11,2	52,5	78,9	97,1	100,0	100,0	1,0		
min	502,0	446,8	0	0,0	0,0	7,9	42,6	63,8	87,7	100,0	100,0	0,9		
max	823,0	759,7	1	1,4	2,6	21,7	64,4	88,1	99,4	100,8	100,8	1,0		

Echantillon	Masse analysée	V (ml)	Masse humide	VBS				Teneur en eau			
				masse sèche	W	m0	B	VBS	Masse humide	Masse sèche	Teneur en eau
Avi 1	206,71	10	205,96	185,09	11,3%	185,8	0,1	< 0,1	560	512	9,4%
Avi 2	207,18	10	207,15	187,31	10,6%	187,3	0,1	< 0,1	503	440	14,3%
Avi 3	203,55	10	209,17	190,84	9,6%	185,7	0,1	< 0,1	533	492	8,3%
Avi 4	204,46	10	206,99	190,67	8,6%	188,3	0,1	< 0,1	514	481	6,9%
Avi 5	212,26	10	202,68	190,58	6,3%	199,6	0,1	< 0,1	584	550	6,2%
Avi 6	201,8	10	202,89	188,58	7,6%	187,6	0,1	< 0,1	611	571	7,0%
Avi 7	202,5	10	210,18	187,75	11,9%	180,9	0,1	< 0,1	568	517	9,9%
Avi 8	211,82	10	208,82	191,16	9,2%	193,9	0,1	< 0,1	648	603	7,5%
Avi 9	205,38	15	202,65	189,16	7,1%	191,7	0,15	< 0,1	547	508	7,7%
Avi 10	201,93	10	204,8	184,85	10,8%	182,3	0,1	< 0,1	696	611	13,9%
Avi 11	300,65	10	207,95	187,7	10,8%	271,4	0,1	< 0,1	661	590	12,0%
Avi 12	310,82	10	201,67	177,34	13,7%	273,3	0,1	< 0,1	624	543	14,9%
Avi 13	324,32	15	200,87	180,8	11,1%	291,9	0,15	< 0,1	556	514	8,2%
Avi 14	304,5	10	210,35	196,9	6,8%	285,0	0,1	< 0,1	526	486	8,2%
Avi 15	305,21	10	201,91	186,6	8,2%	282,1	0,1	< 0,1	505	471	7,2%
Avi 16	319,74	10	208,29	197,72	5,3%	303,5	0,1	< 0,1	517	490	5,5%
Avi 17	302,44	10	210,88	190,06	11,0%	272,6	0,1	< 0,1	535	477	12,2%
Avi 18	306,7	10	205,88	183,95	11,9%	274,0	0,1	< 0,1	510	463	10,2%
Avi 19	302,28	10	222,96	209,4	6,5%	283,9	0,1	< 0,1	530	499	6,2%
Avi 20	314,17	10	210,9	197,34	6,9%	294,0	0,1	< 0,1	530	500	6,0%
Avi 21	206,68	10	217,4	200,87	8,2%	191,0	0,1	< 0,1	513	478	7,3%
Avi 22	209,6	10	215,46	198,96	8,3%	193,5	0,1	< 0,1	513	471	8,9%
Avi 23	204,79	10	209,33	198	5,7%	193,7	0,1	< 0,1	518	495	4,6%
Avi 24	212,19	10	210,46	194,84	8,0%	196,4	0,1	< 0,1	532	482	10,4%
Avi 25	209,91	10	209,68	194,49	7,8%	194,7	0,1	< 0,1	510	461	10,6%
Avi 26	212,99	10	214,81	192,25	11,7%	190,6	0,1	< 0,1	501	475	5,5%
Avi 27	202,55	10	207,74	194,57	6,8%	189,7	0,1	< 0,1	572	534	7,1%
Avi 28	206,46	10	201,49	190,22	5,9%	194,9	0,1	< 0,1	503	482	4,4%
Avi 29	203,66	10	201,26	190,86	5,4%	193,1	0,1	< 0,1	523	499	4,8%
Avi 30	210,52	10	207,43	186,68	11,1%	189,5	0,1	< 0,1	518	461	12,4%
Avi 31	207,54	10	203,08	190,01	6,9%	194,2	0,1	< 0,1	519	489	6,1%
Avi 32	222,41	10	201,74	182,62	10,5%	201,3	0,1	< 0,1	511	459	11,3%
Avi 33	201,47	10	206,6	195,31	5,8%	190,5	0,1	< 0,1	524	500	4,8%
Avi 34	205,06	10	200,24	186,26	7,5%	190,7	0,1	< 0,1	506	468	8,1%
Avi 35	201,08	10	210,25	197,77	6,3%	189,1	0,1	< 0,1	502	469	7,0%
Avi 36	204,85	27	207,19	58,62	253,4%	58,0	0,27	0,45	572	127	350,4%
Moyenne	236,2	10,3	207,4	191,1	8,6%	217,4	0,1		543,5	501,2	8,43%
Ecart-type	47,2	1,2	5,1	6,3	2,3%	42,8	0,0		49,3	41,6	2,9%
Médiane	209,6	10,0	207,4	190,6	8,2%	193,7	0,1		524,0	490,0	7,7%
min	201,1	10,0	200,2	177,3	5,3%	180,9	0,1		501,0	440,0	4,4%
max	324,3	15,0	223,0	199,4	13,7%	303,5	0,2		696,0	611,0	14,9%

Unité: g - Méthode: gravimétrique - Laboratoire: IZS - Référence: 2002

Classification des sables (norme NF P 11-300)

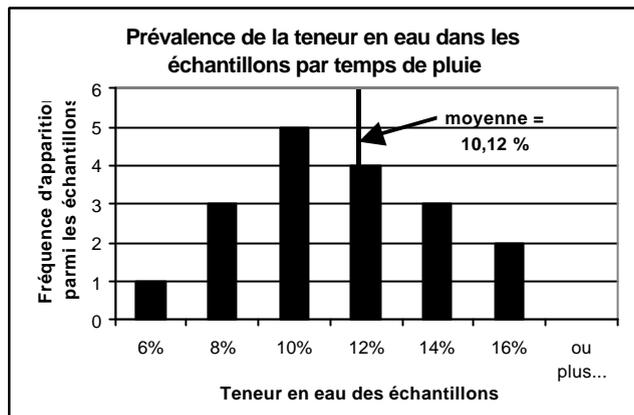
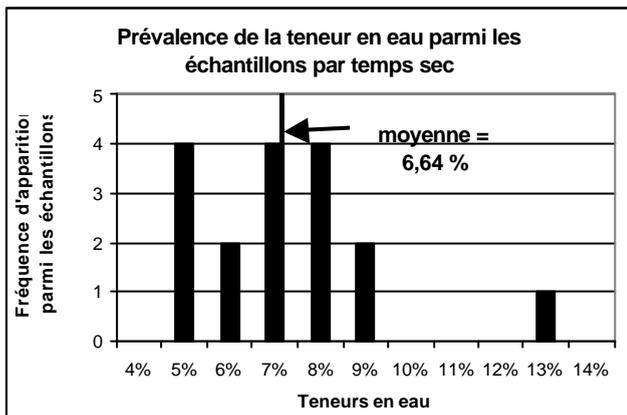
Passant à 80 µm	Dmax	Tamisé à 2 mm	Classification	Commentaires
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	Utilisables en remblai quelles que soient les conditions météorologiques. Des problèmes de traficabilité peuvent être rencontrés pour les matériaux D1 si leur granulométrie est uniforme. Compactage à mettre en œuvre : moyen. Aucune autre condition particulière à recommander.
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	< 70 %	D2 (graves alluvionnaires propres, sables...)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	
< 1.1 %	< 10 mm	> 70 %	D1 (sables alluvionnaires propres)	

ANNEXE 7 :
ANALYSE STATISTIQUE DES RESULTATS DES
ANALYSES EFFECTUEES SUR LES SABLES PRELEVES
SUR L'INSTALLATION DE LIMOGES

INTERPRETATION STATISTIQUE DES RESULTATS D'ANALYSES SUR LES SABLES LAVES

I. Test de l'association statistique entre une journée pluvieuse et la forte teneur en eau des sables lavés

1. Comparaison de deux moyennes



Remarques préalables : les deux distributions représentant les teneurs en eau des échantillons sont symétriques. Par conséquent, la moyenne est un indicateur statistique approprié pour représenter la distribution.

Les échantillons étudiés ont les caractéristiques suivantes :

Échantillon 1 : Temps de pluie

$n_1 = 18$
 $m_1 = 10.12 \%$
 $\sigma_1 = 2.56 \%$

Échantillon 2 : Temps sec

$n_2 = 17$
 $m_2 = 6.64 \%$
 $\sigma_2 = 1.89 \%$

Soit l'hypothèse nulle H_0 : « Les deux moyennes sont identiques »

Sous H_0 , $m_1 - m_2$ tend vers 0, et la variable $m_1 - m_2$ suit une loi normale de paramètres $(0 ; \sigma_d)$, où $\sigma_d =$

$$\sqrt{\left(\frac{2}{n_1} + \frac{2}{n_2}\right)}$$

$Z_d = \frac{m_1 - m_2}{d}$ suit alors une loi normale centrée réduite.

$$Z_d = \frac{10.12 - 6.64}{\sqrt{\left(\frac{2.56^2}{18} + \frac{1.89^2}{17}\right)}} = 4.59 > 4.5 \Rightarrow \text{rejet de } H_0 \text{ avec un risque d'erreur a posteriori } p < 10^{-5}.$$

⇒ Ce test met en évidence une différence significative entre les moyennes des deux distributions étudiées.

En même temps, la comparaison des deux variances ne met pas en évidence de différence significative entre elles.

En effet,

$$Z = \frac{\frac{s_1^2}{n_1} - \frac{s_2^2}{n_2}}{\sqrt{\frac{2 \times \frac{s_1^4}{n_1} + 2 \times \frac{s_2^4}{n_2}}{n_1 + n_2}}} = 0.81 < 1.96 \Rightarrow \text{non rejet de } H_0$$

⇒ Ce test ne permet pas de mettre en évidence des différences significatives entre les deux variances.

Nous pouvons donc conclure qu'un temps pluvieux favorise l'obtention de teneurs en eau élevées dans les échantillons.

Néanmoins, malgré le fort degré de signification obtenu, il faut souligner que nous n'étions pas dans les conditions optimales pour mettre en évidence une différence du fait du faible nombre d'échantillons (respectivement 17 et 18). Toutefois, cela semble suffisant puisque les deux distributions sont voisines de la normalité.

2. Test du χ^2

Ce résultat est confirmé par le test du χ^2 , qui met également en évidence une forte association statistique entre un temps pluvieux et une forte teneur en eau des échantillons.

Les faibles teneurs en eau correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (7.7 %). Les fortes teneurs en eau correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible teneur en eau	14 <small>8.74</small>	4 <small>9.26</small>	18
Forte teneur en eau	3 <small>8.26</small>	14 <small>8.74</small>	17
S	17	18	35

$$\chi^2 = 12.67 > 10.83 \text{ avec un risque d'erreur } \alpha < 10^{-3}$$

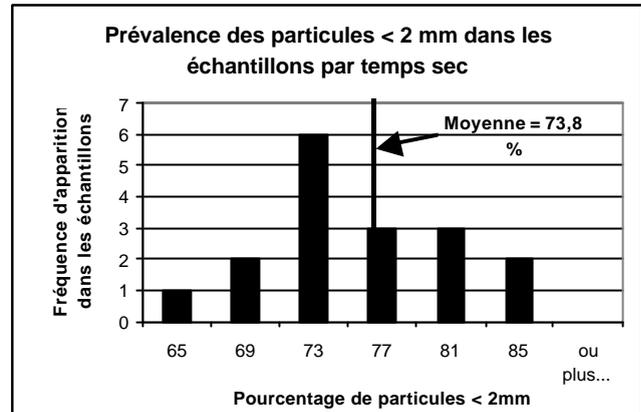
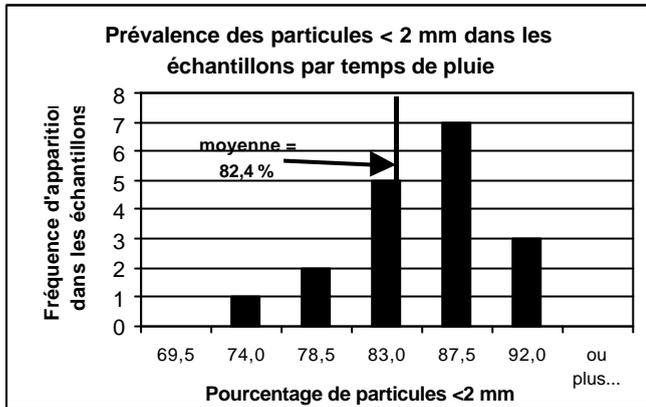
$$\text{OR} = 16.3 - \text{IC}_{95\%} = [3.1 ; 86.8]$$

⇒ très forte association statistique

⇒ 16 fois plus de chances d'avoir une forte teneur en eau par temps de pluie que par temps sec.

II. Test de l'association statistique entre une journée pluvieuse et une forte proportion de fines particules dans les sables lavés

1. Comparaison de deux moyennes pour les particules < 2 mm



Remarques préalables : les deux distributions représentant les teneurs en eau des échantillons sont symétriques et proches de la normalité. Par conséquent, la moyenne est un indicateur statistique approprié pour représenter la distribution.

Les échantillons étudiés ont les caractéristiques suivantes :

Échantillon 1 : Temps de pluie

$$n_1 = 18$$

$$m_1 = 82.4 \%$$

$$\sigma_1 = 5 \%$$

Échantillon 2 : Temps sec

$$n_2 = 17$$

$$m_2 = 73.8 \%$$

$$\sigma_2 = 5.2 \%$$

La comparaison des deux variances donne un résultats $Z = -0.16 < |1.96|$

⇒ Non rejet de H_0

⇒ Pas de différence significative entre les deux variances

La comparaison des deux moyennes donne un résultat $Z_d = 3.11 > 2.576$

⇒ Rejet de H_0 avec un risque d'erreur $p < 1\%$

⇒ Les deux moyennes sont donc significativement différentes, et il existe une association statistique entre un temps de pluie et une forte fraction de particules < 2mm.

2. Test du χ^2 pour les particules < 2 mm

Ce test permet d'aboutir à la même conclusion.

Les faibles fractions correspondent aux échantillons ≤ à la médiane de la distribution (78.9 %). Les fortes fractions correspondent aux échantillons > à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	15 <small>8.74</small>	3 <small>9.26</small>	18
Forte fraction	2 <small>8.26</small>	15 <small>8.74</small>	17
S	17	18	35

$$\chi^2 = 17.94 > 10.83$$

$$OR = 37.5 - IC_{95\%} = [5.5 ; 257.6]$$

► Très forte association statistique entre un temps de pluie et une forte fraction de particules < 2mm (a < 10⁻³)

⇒ Il y a 37.5 fois plus de chances d'obtenir une forte fraction de particules < 2 mm par temps de pluie que par temps sec.

3. Test du χ^2 pour les particules < 0.2 mm

Les faibles fractions correspondent aux échantillons ≤ à la médiane de la distribution (0.8 %). Les fortes fractions correspondent aux échantillons > à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	10 <small>9.23</small>	9 <small>9.77</small>	19
Forte fraction	7 <small>7.77</small>	9 <small>8.23</small>	16
S	17	18	35

$$\chi^2 = 0.27 \Rightarrow \text{Non significatif}$$

$$OR = 1.43 - IC_{95\%} = [0.38 ; 5.44]$$

► Non rejet de H0

⇒ Pas d'association statistique entre un temps de pluie et une forte proportion de particules < 0.2 mm.

4. Test du χ^2 pour les particules < 0.4 mm

Les faibles fractions correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (11.2%). Les fortes fractions correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	9 <small>8.26</small>	8 <small>8.74</small>	17
Forte fraction	8 <small>8.74</small>	10 <small>9.26</small>	18
S	17	18	35

$$\chi^2 = 0.25 \Rightarrow \text{Non significatif}$$

P Non rejet de H0

\Rightarrow Pas d'association statistique entre un temps de pluie et une forte proportion de particules < 0.4 mm.

5. *Test du χ^2 pour les particules < 1 mm*

Les faibles fractions correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (52%). Les fortes fractions correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	14 <small>8.74</small>	4 <small>9.26</small>	18
Forte fraction	3 <small>8.26</small>	14 <small>8.74</small>	17
S	17	18	35

$$\chi^2 = 12.67 > 10.83$$

$$\text{OR} = 16.3 - \text{IC}_{95\%} = [3.1 ; 86.8]$$

P Très forte association statistique entre un temps de pluie et une forte fraction de particules < 1 mm ($\alpha < 10^{-3}$)

\Rightarrow Il y a 16.3 fois plus de chances d'obtenir une forte fraction de particules < 2 mm par temps de pluie que par temps sec.

6. *Test du χ^2 pour les particules < 5 mm*

Les faibles fractions correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (97.1%). Les fortes fractions correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	15 <small>8.74</small>	3 <small>9.26</small>	18
Forte fraction	2 <small>8.26</small>	15 <small>8.74</small>	17

S	17	18	35
----------	----	----	----

$$\chi^2 = 17.94 > 10.83$$

$$OR = 37.5 - IC_{95\%} = [5.5 ; 257.6]$$

▷ Très forte association statistique entre un temps de pluie et une forte fraction de particules < 5 mm ($\alpha < 10^{-3}$)

⇒ Il y a 37.5 fois plus de chances d'obtenir une forte fraction de particules < 5 mm par temps de pluie que par temps sec.

7. Test du χ^2 pour les particules > 5 mm

Les faibles fractions correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (2.9%). Les fortes fractions correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Tps sec	Tps de pluie	S
Faible fraction	15 <small>8.74</small>	3 <small>9.26</small>	18
Forte fraction	2 <small>8.26</small>	15 <small>8.74</small>	17
S	17	18	35

$$\chi^2 = 17.94 > 10.83$$

$$OR = 37.5 - IC_{95\%} = [5.5 ; 257.6]$$

▷ Très forte association statistique entre un temps de pluie et une forte fraction de particules > 5 mm ($\alpha < 10^{-3}$)

⇒ Il y a 37.5 fois plus de chances d'obtenir une forte fraction de particules > 5 mm par temps sec que par temps de pluie.

8. Conclusions

Les différents tests effectués ci-dessus concluent à une influence de la pluie sur la granulométrie des sables lavés :

- Jusqu'à 400 μm , la taille d'échantillon analysée ne permet pas de mettre en évidence une différence de prévalence des particules de taille < 400 μm entre temps sec et temps de pluie.
- En revanche, cette différence de prévalence est statistiquement significative pour les particules < 1 mm, < 2 mm et < 5 mm.

▷ Par temps de pluie, la proportion de particules transportées comprises entre 400 µm et 5 mm est plus importante que par temps sec.

▷ Par temps sec, c'est la proportion de particules comprises entre 5 et 10 mm qui est statistiquement supérieure à la proportion obtenue par temps de pluie (OR = 23.3).

III. Test de l'association statistique entre le moment du cycle et les paramètres analysés.

1. Test du χ^2 : mise en évidence de l'éventuelle association statistique entre le moment du cycle et l'importance de la teneur en eau

Les faibles teneurs en eau correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (7.7%). Les fortes teneurs correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Début du cycle	Milieu du cycle	S
Faible teneur en eau	8 <i>5.67</i>	9 <i>11.33</i>	17
Forte teneur en eau	2 <i>4.33</i>	11 <i>8.67</i>	13
S	10	20	30

Un des effectifs théoriques est < 5 , mais tous sont supérieurs à 3. Il convient donc d'utiliser la correction de Yates pour effectuer le test du χ^2 .

$$\chi^2_{\text{corrigé}} = 2.04 < 3.84$$

	Début du cycle	Milieu + fin du cycle	S
Faible teneur en eau	8 <i>5.14</i>	10 <i>12.86</i>	18
Forte teneur en eau	2 <i>4.86</i>	15 <i>12.14</i>	17
S	10	25	35

Un des effectifs théoriques est < 5 , mais tous sont supérieurs à 3. Il convient donc d'utiliser la correction de Yates pour effectuer le test du χ^2 .

$$\chi^2_{\text{corrigé}} = 3.12 < 3.84$$

▷ Le test ne permet pas de mettre en évidence une association statistique entre le moment du cycle et l'importance de la teneur en eau

2. Test du χ^2 : mise en évidence de l'éventuelle association statistique entre le moment du cycle et la proportion des sables lavés < 2 mm

Les faibles fractions correspondent aux échantillons \leq à la médiane de la distribution (78.9%). Les fortes fractions correspondent aux échantillons $>$ à la médiane.

	Début du cycle	Milieu du cycle	S
Faible fraction	6 ₆	12 ₁₂	18
Forte fraction	4 ₄	8 ₈	12
S	10	20	30

Un des effectifs théoriques est < 5, mais tous sont supérieurs à 3. Il convient donc d'utiliser la correction de Yates pour effectuer le test du χ^2 .

$$\chi^2_{\text{corrigé}} = 0 < 3.84$$

	Début du cycle	Milieu + fin du cycle	S
Faible fraction	6 _{5.71}	14 _{14.28}	20
Forte fraction	4 _{4.28}	11 _{10.71}	15
S	10	25	35

Un des effectifs théoriques est < 5, mais tous sont supérieurs à 3. Il convient donc d'utiliser la correction de Yates pour effectuer le test du χ^2 .

$$\chi^2_{\text{corrigé}} = 0.026 < 3.84$$

⇒ Le test ne permet pas de mettre en évidence une association statistique entre le moment du cycle et la proportion de particules < 2mm

3. Conclusions

Le moment du cycle n'influence pas les paramètres de classification des sables, à savoir la tamisat à 2 mm et la teneur en eau.

IV. Test de l'association statistique entre la pluviométrie et la qualité des sables lavés

	Sables D1	Sables D2	S
Temps de pluie	18 _{15.94}	0 _{2.06}	18
Temps sec	13 _{15.06}	4 _{1.94}	17
S	31	4	35

Deux effectifs théoriques sont < 3. La correction de Yates n'est donc plus appropriée ; il convient d'utiliser le test de Fisher. Le tableau 2*2 ci-dessus maximalise l'écart obtainable en conservant les mêmes marges.

$$P = P_1 = \frac{31!4!18!17!}{18!13!0!4!35!} = 0.045 = 4.5\% < 5\% \Rightarrow \text{Rejet de l'hypothèse nulle}$$

⇒ Les deux variables ne sont pas indépendantes

⇒ Il existe une association significative entre la qualité des sables lavés et la pluviométrie, à savoir il est plus probable d'obtenir des sables de qualité D2 par temps sec que par temps de pluie.

V. Test de l'évolution temporelle des paramètres de classification des sables lavés

1. Granulométrie

Les faibles effectifs des échantillons ne permettent pas d'utiliser la correction de Yates (effectifs théoriques <3 pour certains). Il faut utiliser le test de Fischer.

Seuls seront testés les 4 et 5 juillet, qui sont les deux jours de temps sec qui ont été échantillonnés, car une comparaison avec le 3 juillet pourrait constituer un biais du fait de la présence de pluie.

% particules < 2mm	4 juillet	5 juillet	S
Faible (£ médiane)	8 <small>6.35</small>	1 <small>2.65</small>	9
Forte (> médiane)	4 <small>5.65</small>	4 <small>2.35</small>	8
S	12	5	17

% particules < 2mm	4 juillet	5 juillet	S
Faible (£ médiane)	9 <small>6.35</small>	0 <small>2.65</small>	9
Forte (> médiane)	3 <small>5.65</small>	5 <small>2.35</small>	8
S	12	5	17

$$P_1 = \frac{9!8!12!5!}{8!1!4!4!17!} = 0.102$$

$$P_2 = \frac{9!8!12!5!}{9!0!3!5!17!} = 0.009$$

P = 11.1 % > 5% ⇒ Non rejet de H₀

⇒ Ce test ne met pas en évidence d'évolution temporelle de la granulométrie des sables lavés.

2. Teneur en eau

Au vu des faibles effectifs, nous utiliserons le test de Fisher.

Teneur en eau	4 juillet	5 juillet	S
Faible (£ médiane)	5 <small>6.35</small>	4 <small>2.65</small>	9

Forte (> médiane)	7 <i>5.65</i>	1 <i>2.35</i>	8
S	12	5	17

% particules < 2mm	4 juillet	5 juillet	S
Faible (≤ médiane)	4 <i>6.35</i>	5 <i>2.65</i>	9
Forte (> médiane)	8 <i>5.65</i>	0 <i>2.35</i>	8
S	12	5	17

$$P_1 = \frac{9!8!12!5!}{5!4!7!1!17!} = 0.16$$

$$P_2 = \frac{9!8!12!5!}{4!8!5!0!17!} = 0.02$$

P = 18 % > 5 % P Non rejet de H₀

⇒ Ce test ne met pas en évidence d'évolution temporelle de la teneur en eau.

VI. Estimation de la qualité des sables de la population à partir de l'échantillon

La proportion de sables de type D2, p, est égale à 11.4 %

La taille d'échantillon, n, est égale à 35

$$np = 4$$

$$n(1-p) = 34.5$$

d'après le théorème central limite, la proportion réelle de sables de type D2 dans la population a 95 % de chances d'être comprise dans l'intervalle de variation :

$$\left[11.4 - 1.96 \sqrt{\frac{11.4(100-11.4)}{35}}; 11.4 + 1.96 \sqrt{\frac{11.4(100-11.4)}{35}} \right] = [0.87\% ; 21.9\%]$$

Il est toutefois important de souligner que nous sommes à la limite du domaine d'application du théorème central limite puisque $np < 5$. Toutefois, du fait de la régularité des résultats obtenus et de la faible dispersion des échantillons, il n'est pas aberrant d'appliquer le TCL, même si, en théorie, les conditions ne sont pas entièrement réunies.

⇒ Dans la population, la proportion de sables de type D2 serait donc comprise entre 0.87 et 21.9 %. Il faudrait des échantillons de taille supérieure pour confirmer ce résultat.

Annexe 8 : Synthèse des résultats d'analyse réalisés sur les sables lavés de la STEP de Tougas (Nantes)

Paramètre	Unité	Nombre de mesures	Minima	Maxima	Moyenne
METOX					
Pb	mg.kg ⁻¹	9	0,02	391	99,919
Cu	mg.kg ⁻¹	9	0,06	530	94,982
Zn	mg.kg ⁻¹	9	0,06	311	114,261
Cd	mg.kg ⁻¹	9	0,05	1,1	0,292
As	mg.kg ⁻¹	9	0,025	18	4,799
Cr	mg.kg ⁻¹	9	0,02	83,2	17,106
Hg	mg.kg ⁻¹	9	0,001	21,9	3,277
Ni	mg.kg ⁻¹	9	0,02	24,8	7,632
Se	mg.kg ⁻¹	1	0,05	0,05	0,05
HAP					
Fluoranthène	mg.kg ⁻¹	1	0,267	0,267	0,267
Benzo(b)fluoranthène	mg.kg ⁻¹	1	0,046	0,046	0,046
Benzo(k)fluoranthène	mg.kg ⁻¹	1	0,023	0,023	0,023
Benzo(a)pyrène	mg.kg ⁻¹	1	0,005	0,005	0,005
Benzo(g,h,i)pérylène	mg.kg ⁻¹	1	0,005	0,005	0,005
Indeno 1,2,3-cd pyrène	mg.kg ⁻¹	1	0,013	0,013	0,013
Hydrocarbures totaux	mg.kg ⁻¹	1	116,5	116,5	116,5

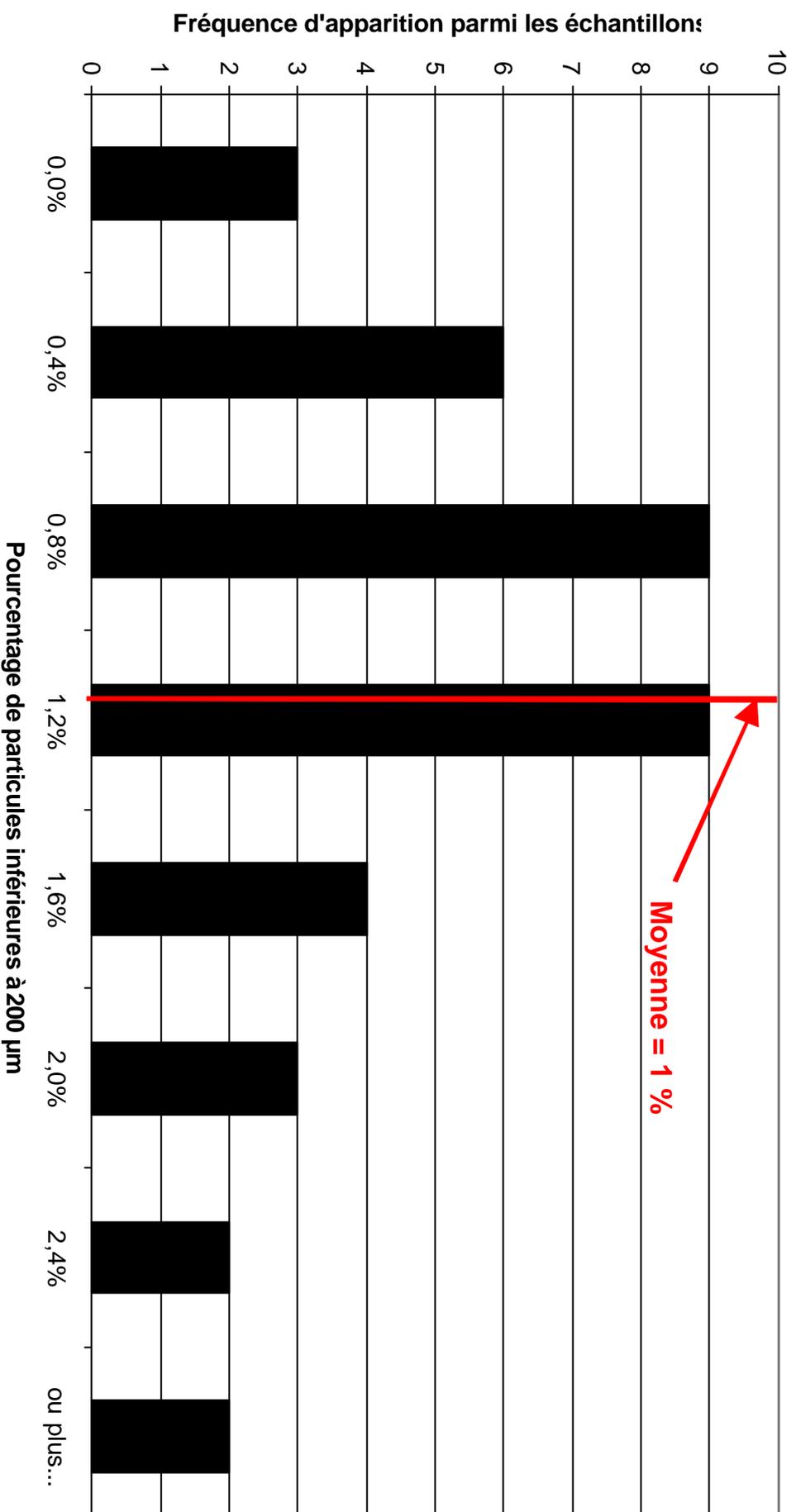
**au récapitulatif des concentrations médianes en HAP rencontrées
. Obtention du "bruit de fond" des HAP dans l'environnement.**

Lieu de prélèvement									
Port de /ancouver	Bras Kitimat	Ruisseau Kettle	Port de Montréal	Port de Sydney	Lacs Luxton et	Lac ELA375	Valeur retenue		
23	6	17	42	38	8	9			
Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Médiane	Moyenne des médianes		
0,4	0,14	*	0,2	0,05	0,24	0,014	0,174		
0,51	0,34	*	2,8	0,54	0,07	0,059	0,72		
0,12	0,26	*	0,6	<0,05	<0,01	0,004	0,246		
0,74	2,2	*	2,8	0,61	<0,01	0,045	1,3		
0,64	2,9	*	2,8	0,715	<0,01	0,063	1,4		
0,24	2,45	*	1,1	0,37	<0,01	0,017	0,8		
0,16	3,3	*	1	0,29	<0,01	0,087	0,97		
0,34	4,35	1	1,2	0,515	<0,01	0,025	1,3		
0,41	6,4	*	2,3	0,57	<0,01	0,098	1,96		

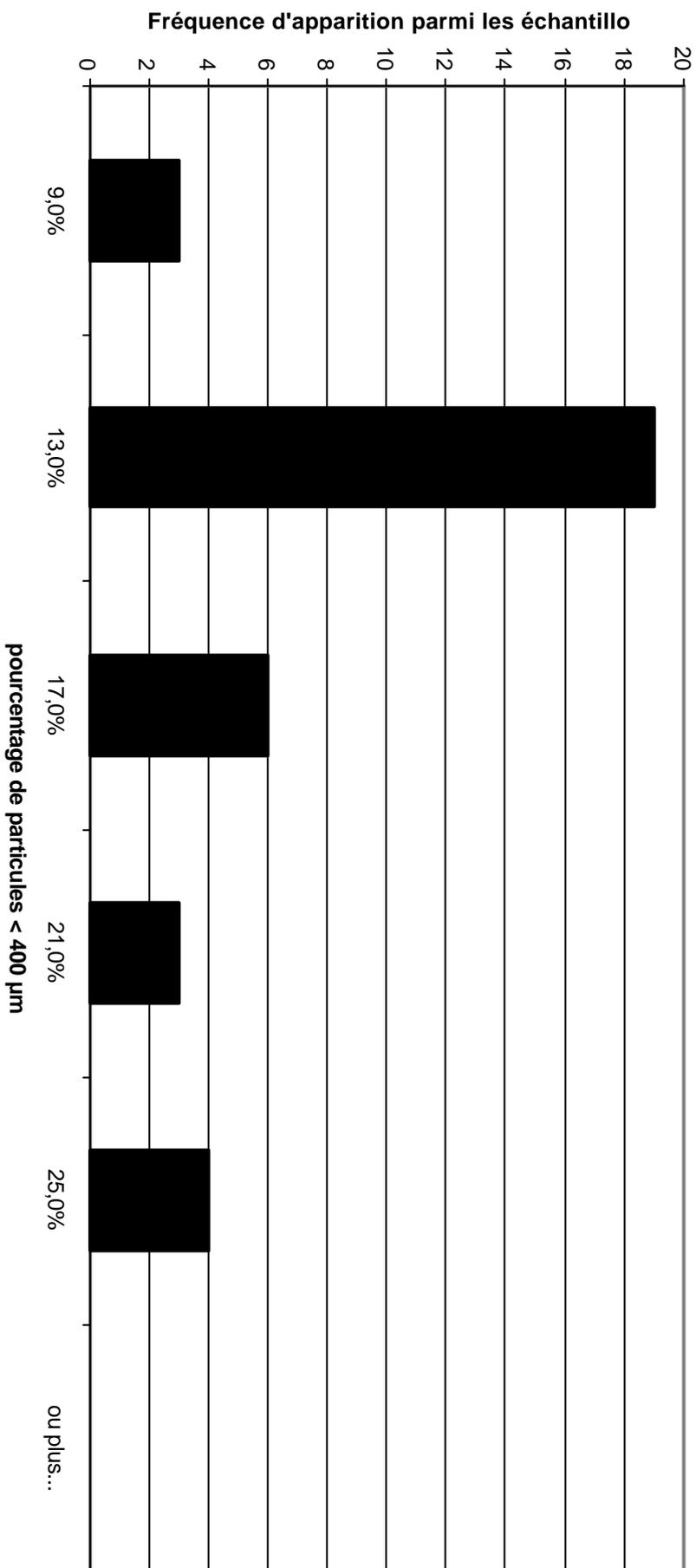
e détection ou non signalée.
port de Ham

ANNEXE 10 :
REPRESENTATIONS GRAPHIQUES DES
DISTRIBUTIONS ETUDIEES DANS LA PARTIE
STATISTIQUE

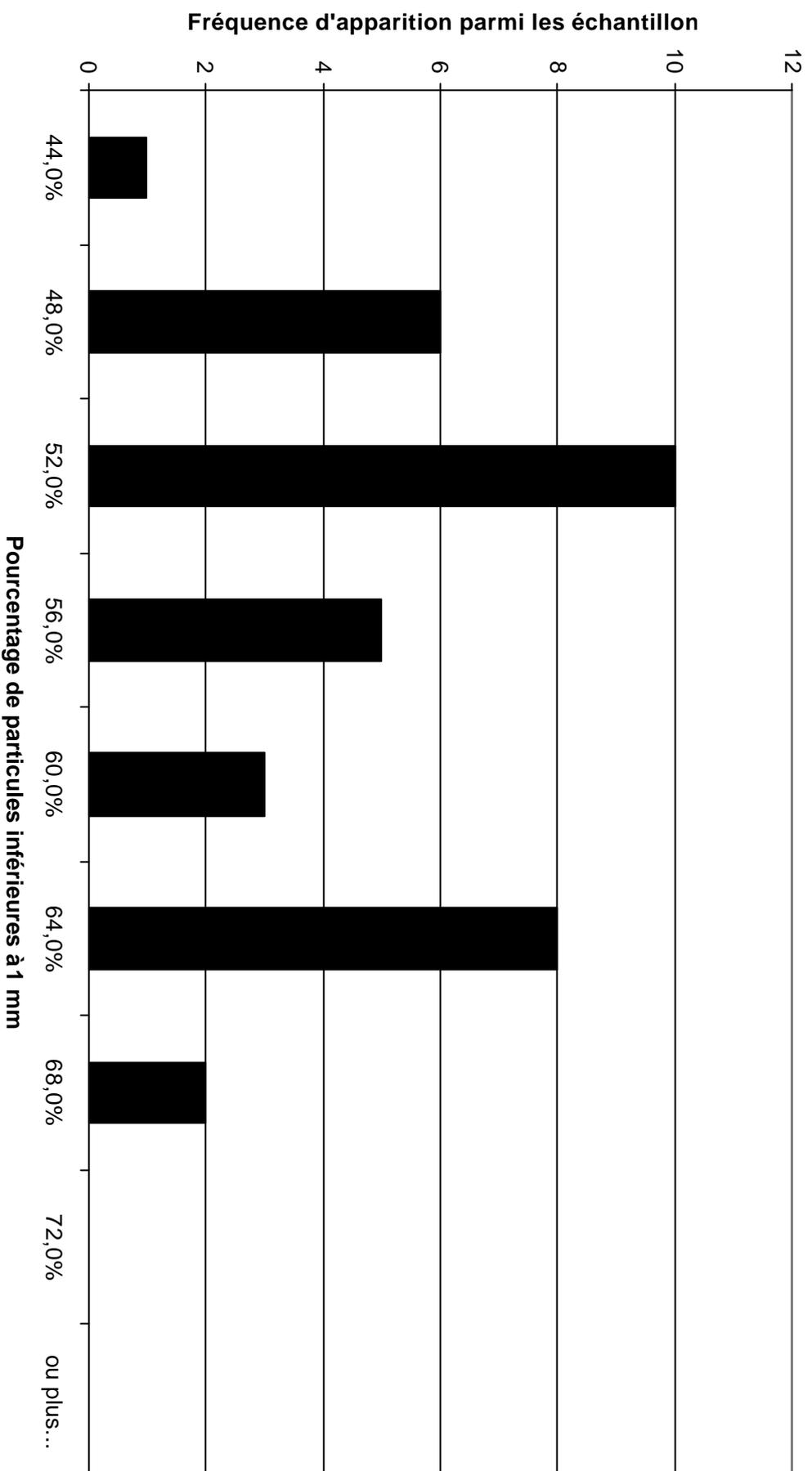
Prévalence de la fraction granulométrique < 200 µm dans les échantillons étudiés



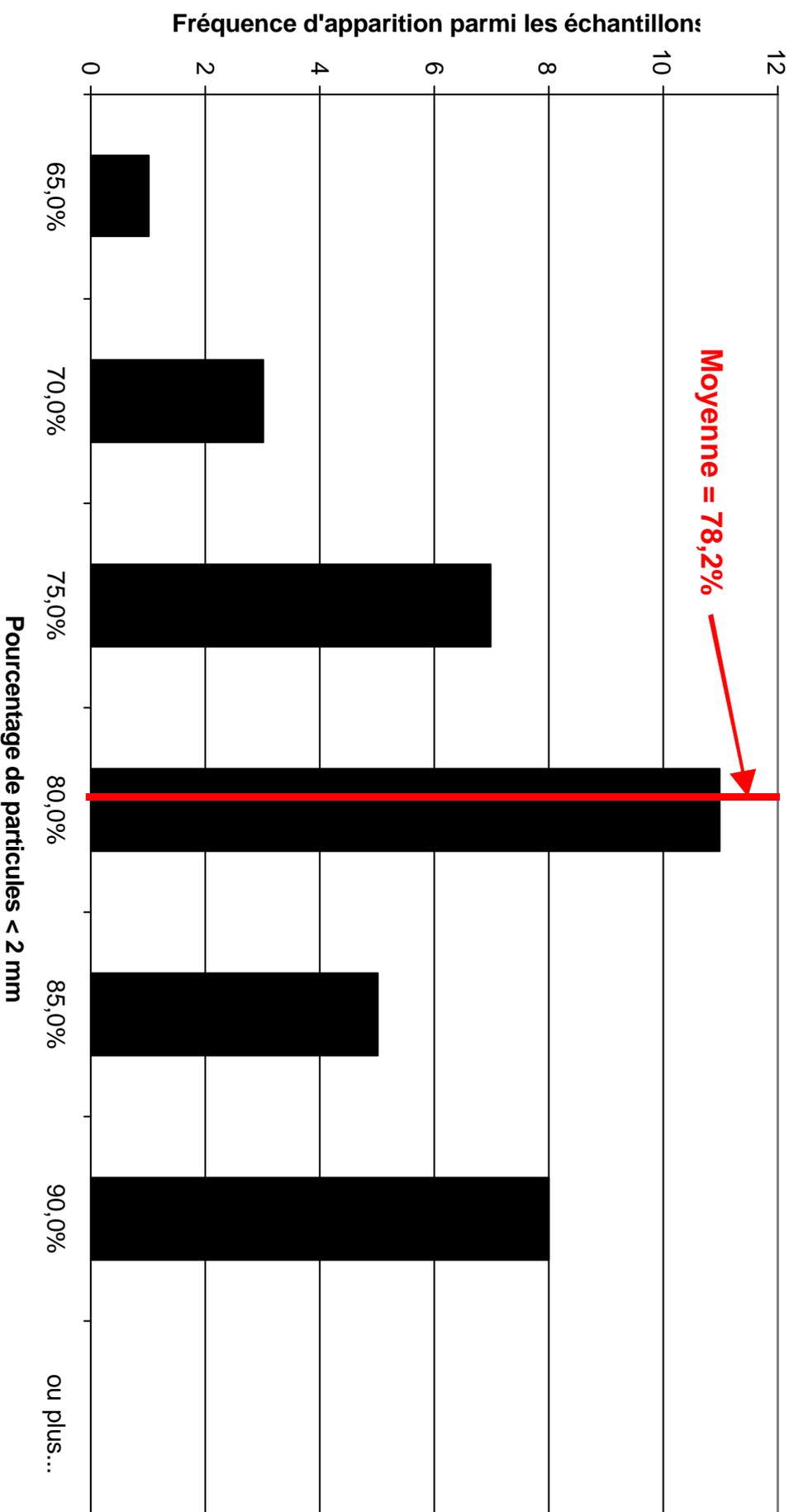
Prévalence de la fraction granulométrique < 400 µm dans les échantillons étudiés



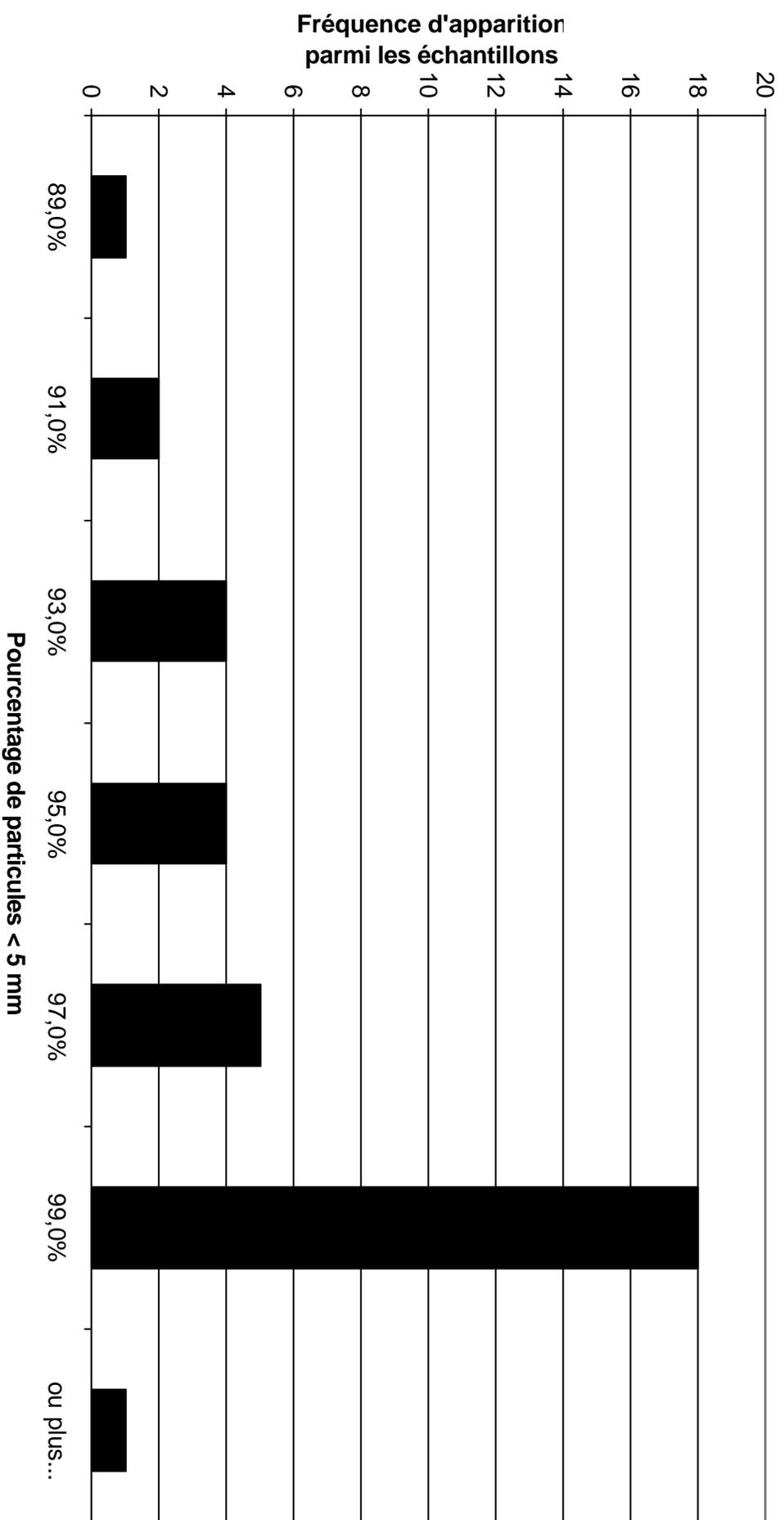
Prévalence de la fraction granulométrique < 1 mm dans les échantillons étudiés



Prévalence de la fraction granulométrique < 2 mm dans les échantillons étudiés



Prévalence de la fraction granulométrique < 5 mm dans les échantillons étudiés



Prévalence de la teneur en eau dans les différents échantillons

