



Directive BOFAS 3
Assainissement des sols des stations-service en
Belgique

Description du document

Auteur:

BOFAS vzw
Jules Bordetlaan 166 b1
1140 Evere
Tel: 02/788 29 00
e-mail: info@bofas.be
www.bofas.be

Données du document:

Titre de la publication	Directive Bofas 3: Assainissement des sols des stations-service en Belgique
Type document:	Directive
Numéro de la publication:	T0020_Directive
Status:	Final
Date:	29/06/2020
Version:	1.0
Approuvé par:	Erik Goolaerts - directeur technique

Liste des abréviations

Abréviation	Description
AC	Accord de Coopération
AGRBC	Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale
AR	Analyse de Risques
BATNEEC	Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs (= meilleures techniques disponibles n'engendrant pas de coûts excessifs)
BOF-SRA	Screening préalable
BOF-TRA	Analyse de risques par paliers
BSN	Bodemsaneringsnorm (= norme d'assainissement du sol)
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
Ca	Calcium
CAA	Charbon Actif Air
CBP	Code de Bonnes Pratiques
CCS	Certificat de Contrôle du Sol
CMA	Compendium voor Monsterneming en Analyse
CNAC	Comité National d'Action pour la sécurité et l'hygiène dans la Construction
CNG	Compressed Natural Gas
COT	Carbone Organique Total
CS	Coordinateur Sécurité
CWBP	Code Wallon de Bonnes Pratiques
CWEA	Compendium Wallon des Méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse
DAS	Direction de l'Assainissement des Sols
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid
EAAS	Expert Agréé en Assainissement du Sol
EDS	Etude de Délimitation du Sol
EF	Evaluation Finale
EO	Etude d'Orientation
Etrangère	Non liée aux activités station-service, par exemple « pollution étrangère »
ExCR	Excess Cancer Risk value
Fe	Fer
GC	Génie Civil
GREC	Guide de Référence pour l'Etude de Caractérisation
GREF	Guide de Référence pour l'Evaluation Finale

GRER	Guide de Référence pour l'Etude de Risques
GRPA	Guide de Référence pour le Projet d'Assainissement
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCOV	Hydrocarbures Chlorés Organiques Volatils
HM	Huile Minérale
HVE	High Vacuum Extraction (= extraction multiphase)
IS	In Situ
ISSeP	Institut Scientifique de Service Public
LNAPL	Light Non-Aqueous Phase Liquid
LNG	Liquefied Natural Gas
LPG	Liquefied Petroleum Gas
M	mètre
MAC	Maximaal Aanvaardbare Concentratie
MCS	Modèle Conceptuel du Site
MG	Menace Grave
Mg	Magnésium
MO	Matière Organique
MTBE	Méthyl-tert-butyl-éther
Ns	niveau du sol
OVAM	Openbare Vlaamse AfvalstoffenMaatschappij
P&T	Pump and Treat
PA	Projet d'Assainissement
PEDS	Proposition d'Etude de Délimitation du Sol
pH	Unité de mesure d'acidité
PID	Photo-Ionization Detector (= détecteur à photo-ionisation)
PPA	Proposition de Projet d'Assainissement
PRAS	Plan Régional d'Affectation du Sol
RGPT	Règlement Général du Protection du Travail
RI	Risk Indice (= indice de risque)
SVE	Soil Vapour Extraction (=Extraction d'air du sol)
TA	Travaux d'Assainissement
TBA	tert-butyl alcohol (=alcool butylique tertiaire)
TCL	Tolerable Concentration in Air (= concentration tolérée dans l'air)
VI	Valeur d'Intervention
VITO	Vlaamse Instellingen voor Technologisch Onderzoek
Vlarebo	Vlaams Reglement rond Bodemsanering en Bodembescherming

VOA	Valeurs Opérationnelles d'Assainissement (dans le cadre des objectifs d'assainissement)
VR	Valeur de Référence
VS	Valeur Seuil

Tableaux

Tableau 1: Synthèse des substances suspectes à analyser sur les sites de stations-service	16
Tableau 2: Domaine d'application de l'analyse de risques	28
Tableau 3: Aperçu des voies d'exposition pertinentes par zone	34
Tableau 4: Exemple de tableau de screening pour le MCS	36

Figures

Figure 1: Agrément de l'asbl BOFAS	1
Figure 2: Champ d'application de la directive BOFAS en Région wallonne	6
Figure 3: Composition de l'essence et du diesel en fractions aliphatiques et aromatiques exprimées en équivalent carbone EC (OVAM 2007) (benzine = essence)	10
Figure 4: Aperçu des différents types de produits en fonction du nombre de carbones et de la teneur en BTEX (OVAM 2007) (benzine = essence)	11
Figure 5: Evolution dans le temps de la teneur en soufre du mazout de chauffage	13
Figure 6: Sources potentielles de pollution au droit d'une station-service	20
Figure 7: Aperçu d'un découpage en zones	35
Figure 8: Techniques d'assainissement appliquées pour BOFAS entre 2004 et 2018	43

Table de Matières

DESCRIPTION DU DOCUMENT	I
LISTE DES ABRÉVIATIONS	II
TABLEAUX.....	IV
FIGURES	IV
TABLE DE MATIÈRES.....	V
1 AVANT-PROPOS.....	1
1.1 Un fonds d'assainissement des sols pour les stations-service - ce qui a précédé	1
1.2 Une nouvelle directive BOFAS	2
1.3 Objectifs de la directive BOFAS	3
1.4 Limitations de la directive BOFAS.....	3
1.5 Champ d'application de la directive BOFAS en Région wallonne.....	4
2 CADRE LEGAL	7
3 SUBSTANCES POLLUANTES	9
3.1 Introduction	9
3.2 Substances suspectes typiques liées à l'exploitation d'une station-service: diesel et essence (propre à la station-service).....	9
3.2.1 Diesel	9
3.2.2 Essence	10
3.2.3 Additifs	11
3.3 Autres substances suspectes (étrangères à la station-service)	11
3.3.1 Huile moteur usagée.....	12
3.3.2 Remblai pollué.....	12
3.3.3 Kérosène, pétrole, white-spirit	12
3.3.4 Mazout de chauffage.....	12
3.3.5 Huile deux temps.....	14
3.3.6 Situations particulières.....	14
3.4 Les paramètres guides pour l'essence et le diesel	14
3.5 Synthèse des substances suspectes à analyser sur le site des stations-service	16
3.6 Les méthodes d'analyses	17
3.6.1 Dispositions légales par région	17
4 ETUDE DE DELIMITATION DU SOL (EDS)	18
4.1 Introduction	18
4.2 Proposition d'Etude de Délimitation du Sol (PEDS).....	19

4.2.1	Préparation de la visite de terrain	19
4.2.2	Visite de terrain	20
4.2.3	Le plan de forage: stratégies d'échantillonnage pour l'EDS	21
4.3	Exécution phasée des travaux de terrain	24
4.3.1	Préparation	24
4.3.2	Les travaux de terrain	24
4.3.3	Les résultats des travaux de terrain.....	25
4.4	Contenu de l'EDS et rédaction du rapport	25
5	ANALYSE DE RISQUES.....	27
5.1	Introduction	27
5.2	Approche générale pour la détermination des risques.....	29
5.2.1	Systématique générale	29
5.3	L'analyse de risques par paliers (BOF-TRA).....	30
5.3.1	La nécessité d'assainissement	30
5.3.2	Les objectifs d'assainissement.....	31
5.4	Le Modèle Conceptuel du Site (MCS)	32
5.4.1	Description générale de la situation à évaluer	32
5.4.2	Découpage en zones	33
5.4.3	Elaboration du Modèle Conceptuel du Site	35
5.5	Screening préalable (BOF-SRA)	37
5.6	L'exécution de mesures d'air du sol	37
5.7	Manuel S-Risk pour les dossiers BOFAS	39
6	PROJET D'ASSAINISSEMENT (PA)	40
6.1	Introduction	40
6.2	Application du principe BATNEEC	40
6.3	Proposition de Projet d'Assainissement (PPA)	42
6.4	Points de départ du PA	42
6.5	Faisabilité des techniques d'assainissement	43
6.5.1	Excavation.....	44
6.5.2	In situ (IS)	49
6.5.3	Techniques d'assainissement du sol non BATNEEC	54
6.5.4	Assainissement des eaux souterraines par Pump and Treat (P&T).....	55
6.5.5	Techniques d'assainissement de l'eau souterraine non BAT	55
6.6	Stratégie d'assainissement	56
6.6.1	Stratégie 1: Excavation avec mesures de stabilité standards.....	58
6.6.2	Stratégie 2: Excavation avec mesures de stabilité particulières	59
6.6.3	Stratégie 3: In situ	60
6.6.4	Stratégie 4: Excavation avec mesures de stabilité standards et in situ	60
6.6.5	Stratégie 5: Excavation avec mesures de stabilité particulières et in situ	60
6.6.6	Stratégie d'assainissement pour l'eau souterraine.....	61
6.7	Développement de la variante optimale	61

6.8	Objectifs d'assainissement.....	62
6.8.1	Principes généraux.....	62
6.8.2	Valeurs opérationnelles d'assainissement (VOA) dans le cadre des objectifs d'assainissement.....	62
6.8.3	Objectifs d'assainissement	63
6.9	Permis et autorisations	64
6.10	Contenu du PA et rédaction du rapport	64
7	TRAVAUX D'ASSAINISSEMENT	66
7.1	Introduction	66
7.2	Cahier des charges (CDC).....	66
7.3	Plan de qualité et réunion de démarrage.....	66
7.4	Suivi des TA.....	67
7.4.1	Excavation.....	68
7.4.2	Pompage et traitement des eaux souterraines en cas de travaux de Génie Civil (GC)	69
7.4.3	Extraction d'air du sol éventuellement en combinaison avec un rabattement de l'eau souterraine et/ou airsparging.....	69
7.5	Arrêt des travaux d'assainissement.....	70
7.5.1	Travaux de génie civil (GC).....	70
7.5.2	Travaux In Situ (IS).....	70
8	MONITORING	71
8.1	Introduction	71
8.2	Monitoring de l'eau souterraine	71
8.2.1	L'assainissement actif de l'eau est faisable	71
8.2.2	L'assainissement actif de l'eau n'est pas faisable	72
8.2.3	Conclusion.....	73
8.2.4	Atténuation naturelle	74
8.2.5	Présentation des résultats du monitoring	74
8.3	Monitoring de l'air.....	75
8.4	Monitoring de l'eau potable.....	75
9	EVALUATION FINALE.....	76
9.1	Introduction	76
9.2	Contenu	76
9.3	Pollution résiduelle.....	77
9.3.1	Pollution résiduelle dans le sol.....	77
9.3.2	Pollution résiduelle dans les eaux souterraines	78
9.3.3	Pollution résiduelle avec produit pur	79
9.4	Evaluation des risques en fonction des objectifs d'assainissement	79
9.5	Autres évaluations des risques pour la détermination des recommandations d'utilisation future du site.....	81
9.6	Conclusion de l'évaluation finale	81

9.7	Post-gestion	81
9.8	Contenu de l'EF et rédaction du rapport	82
BIBLIOGRAPHIE.....		83
ANNEXES		84
Annexe 1.	Canevas des rapports à Bruxelles	84
Annexe 2.	Détermination de la perméabilité.....	84
Annexe 3.	Schéma BOF-TRA Wallonie	84
Annexe 4.	Analyse de risques par paliers (BOF-TRA), explications du schéma pour la région Wallonne	84
Annexe 5.	Schéma BOF-SRA Wallonie.....	84
Annexe 6.	Screening analyse de risques (BOF-SRA), explications des tableaux ..	84
Annexe 7.	Sans objet.....	84
Annexe 8.	Valeurs de screening pour l'air du sol Wallonie	84
Annexe 9.	Manuel mesures d'air du sol	84
Annexe 10.	Manuel S-Risk	84
Annexe 11.	Schéma décisionnel stratégie sol	84
Annexe 12.	Schéma décisionnel in situ.....	84
Annexe 13.	Faisabilité de l'assainissement actif des eaux souterraines	84
Annexe 14.	Schéma monitoring pour vérifier le risque de dispersion	84

1 AVANT-PROPOS

1.1 Un fonds d'assainissement des sols pour les stations-service - ce qui a précédé

L'asbl BOFAS, acronyme de “bodemsaneringsfonds voor tankstations - fonds d'assainissement des sols des stations-service”, a pour mission d'assainir la pollution historique des sols des stations-service publiques en Belgique.

Le Fonds a été créé par les membres de la Fédération Pétrolière Belge (FPB), de la Fédération Belge des Négociants en Combustibles et Carburants (BRAFCO), de l'Union Pétrolière Belge (UPB), du Groupement des Unions Professionnelles des Garagistes (FEGARBEL) et de la Fédération du Secteur Automobile et des Secteurs Connexes (TRAXIO, anciennement FEDERAUTO). Ils siègent au conseil d'administration de BOFAS.

Le 03 mars 2004, la Commission Interrégionale de l'Assainissement du Sol (CIAS) a signé l'agrément du fonds d'assainissement des sols: c'était le signal officiel du lancement de BOFAS. La CIAS est composée de représentants de l'état fédéral (SPF Economie) et de représentants des trois régions: l'Openbare Vlaamse AfvalstoffenMaatschappij (OVAM), Bruxelles Environnement (IBGE-BIM) et le Service public de Wallonie (SPW) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement. La Commission surveille et supervise le fonctionnement de BOFAS.

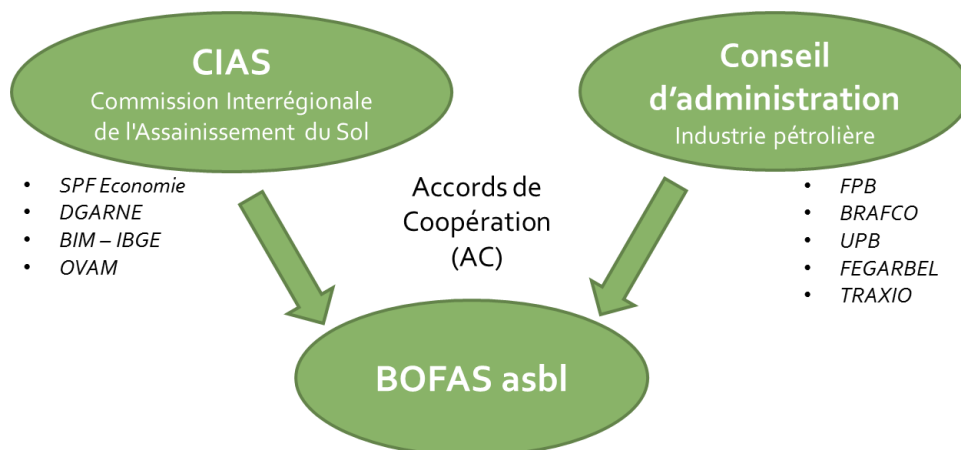


Figure 1: Agrément de l'asbl BOFAS

Tant le fonctionnement de la CIAS que l'agrément de BOFAS étaient régis par les Accords de Coopération du 13/12/2002 (AC1) et du 09/02/2007 (AC2) entre l'État fédéral, la Région flamande, la Région wallonne et la Région de Bruxelles-Capitale relatif à l'exécution et au financement de l'assainissement du sol des stations-service. Depuis 2004, le Fonds a ainsi pu apporter un soutien uniforme aux stations-service dans toute la Belgique. Cette avancée était exceptionnelle à l'époque, car les questions environnementales telles que l'exécution et le financement de l'assainissement du sol des stations-service relèvent des compétences régionales.

Depuis lors, BOFAS a assuré le suivi de 1964 dossiers de ‘fermeture’, pour lesquels les activités des stations-service ont été arrêtées avant le 26 mars 2006. Les demandeurs ont dans ce cas donné mandat à BOFAS pour effectuer la dépollution du sol de leur terrain en leur nom et pour leur compte. BOFAS a assuré une intervention tant financière qu’opérationnelle pour l’assainissement du sol de ces stations-service. Pour ce faire, au cours des 15 dernières années, BOFAS a fait appel à une sélection d’experts agréés en assainissement du sol (EAAS), d’entrepreneurs spécialisés ainsi que de centres de traitement de sols pollués.

Par ailleurs, 1850 dossiers de ‘poursuite’, pour lesquels les demandeurs sont eux-mêmes en charge de l’assainissement du sol, ont été introduits auprès de BOFAS. L’intervention de BOFAS se concentre alors principalement sur l’apport de conseils, sur le contrôle des études et sur le remboursement des frais engagés pour l’assainissement du sol.

1.2 Une nouvelle directive BOFAS

Depuis le lancement de BOFAS, les législations régionales et les décrets d’exécution ainsi que les codes de bonnes pratiques correspondants ont été considérablement développés et modifiés: ceci est illustré au chapitre 2. C’est la raison pour laquelle nous avons, par le passé, adapté à plusieurs reprises la directive initiale de 2004 et nous y avons adjoint divers addenda et procédures.

La publication du troisième AC le 8/05/2019 offre à nouveau la possibilité, pendant une période de 6 mois, de soumettre une demande d’intervention auprès du fonds BOFAS. Cela n’était plus possible depuis 2009, et il y a donc une réelle chance que nous recevions plusieurs centaines de nouvelles demandes.

Ce grand nombre de nouveaux dossiers et les récents changements fondamentaux apportés au “Décret sols” en Wallonie et au “Bodemdecreet” en Flandre nous ont incité à élaborer une nouvelle version de la directive BOFAS, et ce, en concertation avec les administrations compétentes des 3 régions.

Ce faisant, nous nous sommes efforcés de tirer le meilleur parti dans cette directive de l’expérience acquise au cours de 15 ans d’étroite coopération avec les EAAS, les entrepreneurs et les administrations compétentes. Cette expérience jette par exemple les bases du chapitre 3, puisque les 15 dernières années ont montré qu’il était généralement possible d’étudier et de remédier à la pollution des sols pour toutes les substances polluantes d’une station-service sur base d’un groupe limité de paramètres guides. Dans la même optique, au niveau du chapitre 6, notre expérience pratique des techniques d’assainissement appliquées sur plus de 1300 chantiers d’assainissement a par exemple conduit à un choix pragmatique de la stratégie d’assainissement et de la variante d’assainissement préférée. Un autre exemple est l’Annexe 2 pour la détermination de la perméabilité, qui s’est révélée utile et précise lors de l’exécution de la plupart de nos travaux.

L’évolution, en Flandre et en Wallonie, vers une approche basée sur les risques de la contamination a également conduit à un nouveau chapitre 5 accompagné d’annexes très détaillées, d’une part pour pouvoir prendre rapidement la décision de procéder ou non à l’assainissement, et d’autre part pour parvenir à une approche pragmatique quant à la pollution résiduelle. La systématique mise au point pour la détermination de la menace

grave tient compte des caractéristiques d'une station-service, à savoir: un site d'emprise limitée, souvent localisé dans des zones (semi-)urbanisées, et affecté par une contamination aux BTEX, huiles minérales et MTBE.

1.3 Objectifs de la directive BOFAS

Cette directive s'adresse en premier lieu aux EAAS et il est important de souligner qu'elle a été élaborée en concertation avec les différentes administrations compétentes, et notamment les agents de la DAS, de l'OVAM et de Bruxelles Environnement qui traitent les dossiers BOFAS.

L'objectif de la nouvelle directive BOFAS reste inchangé: donner une interprétation uniforme et pratique du fonctionnement du Fonds conformément aux dispositions de l'AC et de l'agrément.

Un certain nombre de principes de base restent pleinement applicables pour "BOFAS 3":

- une courte phase d'études reste essentielle. L'agrément du Fonds ne sera prolongé que pour une période limitée: dans toutes les décisions et tous les choix, il convient de prendre en considération les conséquences quant aux délais d'exécution des dossiers;
- le principe d'égalité envers tous nos demandeurs, tenant compte également du fonctionnement du Fonds au cours des 15 dernières années ainsi que de l'évolution de la législation et des codes de bonnes pratiques;
- le principe de transparence: pour toutes les parties concernées, nous voulons établir une description claire des objectifs, des tâches et de la qualité attendue de leur travail.

En raison de cette période d'agrément limitée et afin de pouvoir compter autant que faire se peut sur l'expérience acquise par ses collaborateurs et partenaires, il est important que le fonctionnement de BOFAS atteigne sa vitesse de croisière le plus rapidement possible.

C'est pourquoi, dans cette directive BOFAS, nous nous efforçons d'uniformiser en profondeur les études et les travaux d'assainissement des sols, tout en les adaptant à chaque législation régionale et à la situation spécifique d'une station-service. En concertation avec les administrations compétentes, un certain nombre de principes, de choix et de schémas décisionnels ont donc déjà été définis à l'attention des EAAS, ceci dans le but de garantir la qualité, la clarté et l'uniformité des rapports. BOFAS continuera de veiller au maintien de cette qualité, en vérifiant et en approuvant les rapports avant qu'ils ne soient soumis aux autorités conformément aux dispositions régionales.

1.4 Limitations de la directive BOFAS

Cette directive BOFAS est rédigée pour les dossiers de 'fermeture' de stations-service destinées au public. Nous encourageons naturellement les EAAS à suivre également ces principes pour les dossiers de poursuite, pour autant que les hypothèses retenues dans la présente directive soient rencontrées. A noter toutefois que les EAAS ne peuvent tirer aucun droit de cette directive, et que les administrations compétentes n'ont donné aucune garantie quant à l'approbation des rapports.

L'objectif de la directive est de fournir un outil pratique pour les types de pollution les plus courantes au droit d'anciennes stations-service, et dans les cas où tant l'ampleur et la gravité de la pollution que l'usage actuel du terrain peuvent être considérés comme habituels. Nous partons du principe que cette directive devrait permettre aux EAAS de traiter au moins 80 % des dossiers BOFAS de manière uniforme, rapide et simple.

L'EAAS ne doit toutefois pas suivre cette directive aveuglément. BOFAS et les administrations concernées comptent sur l'expertise de l'EAAS désigné pour que chaque dossier soit examiné et évalué de manière critique en fonction des objectifs, points de départ et conditions préalables considérés dans les différents chapitres de la directive. Si l'EAAS estime qu'il est nécessaire de dévier de la directive, il en informera BOFAS dès que possible. Au besoin, BOFAS demandera l'avis de l'administration compétente avant de poursuivre l'étude ou l'assainissement.

Dans la directive, nous tenons compte du fait qu'outre l'exploitation de la station-service, d'autres activités potentiellement polluantes peuvent avoir été ou être encore présentes (telles que garage, car-wash ou dépôt de mazout) ou que des matériaux potentiellement contaminés ou étrangers peuvent avoir été utilisés dans le passé pour le remblayage du terrain. Si la pollution liée à la station-service n'est pas dissociable de la pollution non liée à la station-service, à savoir « étrangère à BOFAS » (qui sera la terminologie utilisée dans la suite de ce document), ou si elle est d'ampleur très limitée par rapport à la pollution étrangère à BOFAS, les coûts pour un assainissement global du site peuvent croître de manière considérable. Cet aspect devra également être signalé dès que possible à BOFAS par l'EAAS. Si nécessaire, BOFAS consultera le demandeur afin d'étendre ou non son mandat à cette contamination étrangère à BOFAS.

Un certain nombre d'étapes dans le traitement d'un dossier n'ont volontairement pas été décrites dans la directive. BOFAS évaluera par exemple directement avec la CIAS la question de la détermination de l'indice de priorité (PIP), ou traitera elle-même le démantèlement des infrastructures souterraines d'assainissement conformément aux procédures établies par les administrations compétentes.

En cas de contradiction entre la terminologie de cette directive et celle de la législation régionale concernée, l'EAAS doit bien entendu utiliser cette dernière dans ses rapports. Les exigences en matière de contenu d'un rapport varient également d'une région à l'autre: l'EAAS doit s'assurer que les exigences administratives de la région où le rapport est introduit sont respectées.

Enfin, nous n'avons pas l'intention d'inclure une justification scientifique complète dans la directive, mais de nous limiter à une référence aux sources utilisées.

1.5 Champ d'application de la directive BOFAS en Région wallonne

Pour les dossiers de fermeture, la mission de BOFAS débute généralement au stade d'une étude de délimitation de sol à réaliser après une première étude de sol approuvée par les autorités, à savoir pour la Région wallonne : au stade d'une étude de caractérisation subséquente à une étude indicative ou d'orientation approuvée (voir chapitre 2). Des dossiers pourraient se situer à un stade plus avancé de la procédure, par exemple étude de

caractérisation ou projet d'assainissement approuvé, mais il est attendu qu'ils soient minoritaires.

La première étude de sol (étude d'orientation pour la majorité des dossiers, voir chapitre 2) fait partie des documents de la demande d'intervention auprès de BOFAS et est donc établie hors mission BOFAS conformément au Code Wallon de Bonnes Pratiques (CWBP). Pour les rapports ultérieurs, élaborés dans le cadre de missions dont BOFAS est le mandataire, une approche spécifique, pouvant déroger au CWBP, a été développée et constitue la présente directive (voir schéma ci-dessous). Pour tous les aspects non abordés dans la présente directive, il y a lieu de suivre le CWBP.

Il est important de préciser que la directive BOFAS ne s'applique que pour les pollutions liées aux activités d'une station-service (voir chapitre 3). Les éventuelles pollutions étrangères doivent être étudiées sur l'ensemble de la procédure selon le CWBP. BOFAS assurera cette mission, basé sur un mandat complémentaire donné par le demandeur.

A noter que dans la plupart des cas, les études de caractérisation élaborées dans le cadre des missions BOFAS permettront une caractérisation complète, également des pollutions étrangères. Cependant, dans quelques cas exceptionnels (coûts des investigations des pollutions étrangères excessifs), les investigations pourraient se limiter à la zone de la station-service, sauf mandat du demandeur.

Possibilité de dérogation au CWBP v04 via la directive BOFAS 3 au sein d'études de sol et travaux subséquents réalisés selon les dispositions du décret sols 2018 et dont BOFAS est le mandataire.

REMARQUE IMPORTANTE: L'intervention de BOFAS débute au stade d'une étude de caractérisation subséquente à une étude d'orientation conforme au CWBP v04, approuvée par la Direction de l'assainissement des sols et attestant de la présence de pollution(s) imputable(s) à une activité de station-service destinée au public.

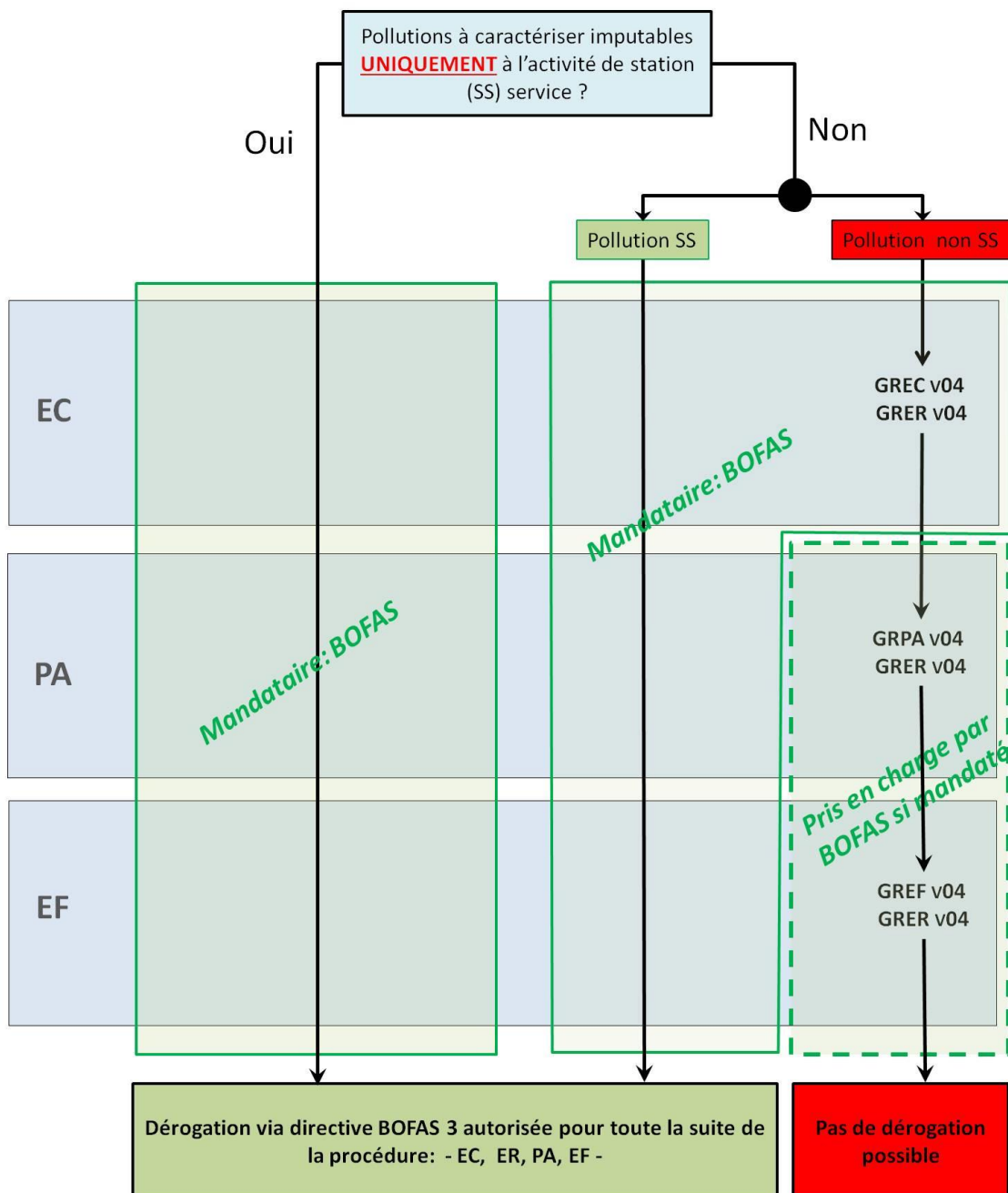


Figure 2: Champ d'application de la directive BOFAS en Région wallonne

2 CADRE LEGAL

La directive a pour but de définir un standard pouvant s'appliquer à un maximum de procédures d'assainissement au droit de stations-service en Belgique. Il convient de signaler à ce stade que le cadre légal est différent dans les 3 régions. Dès lors, même si la procédure d'assainissement se déroule de manière similaire dans les trois régions depuis une première phase d'étude jusqu'à la déclaration de bonne fin, des différences existent tant au niveau du vocabulaire que des prestations à réaliser.

Il est également important de rappeler les principales législations relatives à l'assainissement et ce pour les 3 régions. Cette liste non-exhaustive ne reprend que les versions initiales des textes de lois et non les différentes modifications ultérieures. Certains textes de lois peuvent paraître anciens (repris en italique ci-après) et donc dépassés mais il convient de tenir compte que certains dossiers d'intervention au fonds BOFAS peuvent avoir été initiés selon une législation ancienne et seront éventuellement à finaliser selon cette législation.

Outre les textes légaux, il convient également de tenir compte, si opportun, de codes de bonnes pratiques. Au vu de l'évolution constante de ces documents, une liste établie dans le cadre de cette directive serait rapidement obsolète.

- Wallonie:
 - *Arrêté du 4 mars 1999 du Gouvernement wallon modifiant le titre III du Règlement général pour la protection du travail en insérant des mesures spéciales applicables à l'implantation et l'exploitation des stations-service (MB 11.06.1999)*
 - *Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols (MB 18.02.2009)*
 - Décret du 1^{er} mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols (M.B. 22.03.2018)

Remarque: En Wallonie, tenant compte que la procédure d'assainissement ne peut plus être réalisée selon les modalités de l'arrêté du 4 mars 1999 excepté si une étude indicative a été introduite et approuvée avant le 31 décembre 2012, il est attendu qu'une majorité des dossiers soit traitée selon les modalités du décret du 1^{er} mars 2018. Il ne peut être exclu que certains dossiers soient néanmoins traités selon les modalités de l'arrêté du 4 mars 1999. A noter que cet arrêté est à présent repris sous le Décret Sols du 1^{er} mars 2018 (articles 112 à 118).

- Flandre:
 - Decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (B.S. 22.01.2007)
 - Besluit van de Vlaamse Regering van 14 december 2007 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (B.S. 06.01.2008)

- Bruxelles:
 - Arrêté du 21 janvier 1999 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale fixant les conditions d'exploiter des stations-service (M.B. 24.03.1999)
 - *Ordonnance du 5 mars 2009 relative à la gestion et à l'assainissement des sols pollués* (M.B. 10.03.2009)
 - Ordonnance du 23 juin 2017 modifiant certaines dispositions de l'ordonnance du 5 mars 2009 relative à la gestion et à l'assainissement des sols pollués (M.B. 13.07.2017)
 - Arrêté du 29 mars 2018 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale déterminant les normes d'intervention et les normes d'assainissement (M.B. 02.05.2018)
 - Arrêté du 29 mars 2018 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale remplaçant l'arrêté du 8 juillet 2010 fixant le contenu type de la reconnaissance de l'état du sol et de l'étude détaillée et leurs modalités générales d'exécution (M.B. 02.05.2018)
 - Arrêté du 29 mars 2018 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale fixant le contenu type du projet de gestion du risque, du projet d'assainissement, de la déclaration préalable de traitement de durée limitée, et des modalités d'affichage et de recours pour le traitement de durée limitée (M.B. 02.05.2018)

Remarque: A Bruxelles, il est important de préciser que les dossiers seront instruits selon les modalités de l'arrêté du 21 janvier 1999 mais en tenant compte au maximum des codes de bonnes pratiques applicables pour l'ordonnance.

3 SUBSTANCES POLLUANTES

3.1 Introduction

Dans une station-service, les carburants tels que l'essence, le diesel, le LPG, le CNG et le LNG peuvent être stockés et commercialisés. Parmi ces carburants, seuls l'essence et le diesel peuvent polluer le sol et/ou les eaux souterraines.

L'essence et le diesel sont des mélanges complexes composés principalement d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques. En outre, divers additifs sont ajoutés pour améliorer les propriétés techniques des carburants. Des substances telles que l'AdBlue ont été introduites pour usage public après mars 2006 et ne sont donc pas pertinentes pour les dossiers de fermeture.

Dans le cadre d'activités secondaires (p.ex.: garage, car-wash, stockage de mazout de chauffage) et sur base de l'historique du site (p.ex.: remblai avec des matériaux exogènes), on ne peut exclure que d'autres pollutions puissent également être présentes au droit d'une station-service. Une distinction claire entre la pollution liée à la station-service et la pollution étrangère à la station-service est donc nécessaire.

Etant donné que le mandat de BOFAS se limite uniquement à l'assainissement de la pollution du sol et de l'eau souterraine liée à l'exploitation des stations-service, il est en effet important de décrire séparément les éventuelles pollutions résultant des activités secondaires exercées sur le site des stations-service.

3.2 Substances suspectes typiques liées à l'exploitation d'une station-service: diesel et essence (propre à la station-service)

3.2.1 Diesel

Le diesel est constitué de chaînes hydrocarbonées de 8 à 28 atomes de carbone. La classification en fractions exprimées en nombre d'équivalent carbone (EC) montre que le diesel se compose principalement des groupes aliphatiques EC12-16 et EC16-21. La part la plus importante d'aromatiques se trouve dans les groupes EC12-16 et EC16-21.

La figure ci-dessous donne un aperçu de différents hydrocarbures et de leur répartition respective en fonction du nombre d'équivalent carbone.

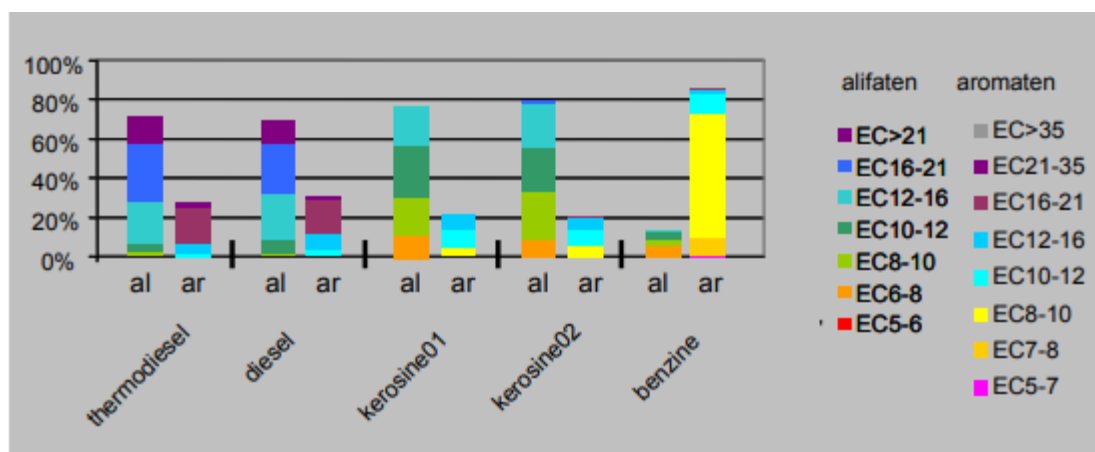


Figure 3: Composition de l'essence et du diesel en fractions aliphatiques et aromatiques exprimées en équivalent carbone EC (OVAM 2007) (benzine = essence)

Le diesel est analysé par chromatographie en phase gazeuse (GC) portant sur l'huile minérale dans la gamme C10-C40. Cette méthode permet non seulement de quantifier les concentrations de diesel dans le sol ou les eaux souterraines, mais offre l'avantage que la représentation graphique correspondante (le chromatogramme) permet de caractériser la pollution. Le chromatogramme peut également être utilisé pour évaluer si la pollution diesel est sujette ou non à la biodégradation. Sur la base de cette évaluation, on peut se faire une idée qualitative de l'âge de la pollution diesel. L'analyse de 'l'huile minérale GC' en combinaison avec le chromatogramme est donc un bon paramètre pour l'évaluation d'une pollution diesel.

3.2.2 Essence

L'essence se compose principalement de chaînes hydrocarbonées de 5 à 16 atomes de carbone. L'essence se compose en majorité des groupes aromatiques EC7-8, EC8-10 et EC10-12 (voir Figure 3).

La composition de l'essence a cependant évolué dans le temps pour des raisons environnementales et économiques.

L'essence, et dans une moindre mesure le diesel, contiennent divers hydrocarbures aromatiques. Ceux-ci sont couramment représentés par le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX) (voir Figure 4). Les BTEX sont donc considérés dans la littérature comme paramètre guide pour l'analyse de l'essence car:

- on dispose d'une vaste expérience vis-à-vis de ces composés individuels;
- il s'agit de la fraction la plus importante présente dans l'essence (environ 40%);
- les méthodes d'analyses pour les BTEX sont fiables;
- il existe des informations sur les risques qui leur sont associés.

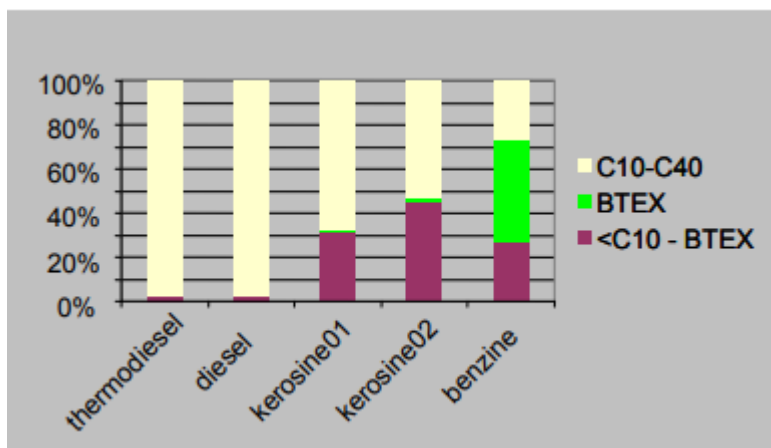


Figure 4: Aperçu des différents types de produits en fonction du nombre de carbones et de la teneur en BTEX (OVAM 2007) (benzine = essence)

3.2.3 Additifs

Le diesel et l'essence contiennent de nombreux additifs pour améliorer leurs propriétés techniques:

- Antidétonants,
- Antioxydants,
- Antigels,
- Colorants,
- ...

Le choix et la concentration des additifs varient par ailleurs selon les compagnies pétrolières. Il est impossible, ici, d'en donner une liste exhaustive. Il suffit de mentionner que depuis la fin des années 80, afin d'améliorer l'indice d'octane, l'additif méthyl-ter-butyl-éther (MTBE) est souvent ajouté à l'essence. Ceci en remplacement des anciens additifs à base de plomb. Le MTBE étant un composé très soluble, sa présence dans les eaux souterraines peut être considérée comme une preuve supplémentaire de la présence d'une pollution en essence.

3.3 Autres substances suspectes (étrangères à la station-service)

En principe, n'importe quelle pollution peut être constatée au droit de stations-service mais la pratique révèle qu'en dehors des pollutions essence et/ou diesel, ce sont principalement les types de pollution suivants qui peuvent survenir:

- huile moteur usagée,
- remblai pollué,
- kérosène, pétrole, white-spirit,
- mazout de chauffage,
- huile deux temps.

3.3.1 Huile moteur usagée

Suite aux activités de garage entretenues sur le site d'une station-service, il est possible que de l'huile moteur se soit répandue. L'huile moteur est constituée de mélanges d'hydrocarbures visqueux qui se situent dans la gamme de chaînes hydrocarbonées C22-C38. Actuellement, l'huile moteur se décline en trois qualités: l'huile moteur ordinaire, l'huile moteur semi-synthétique et l'huile moteur synthétique. Ces huiles peuvent être distinguées les unes des autres et du diesel ou de l'essence à l'aide de chromatogrammes. Le paramètre analytique 'huile minérale GC' et en particulier le chromatogramme correspondant conviennent parfaitement à cet effet.

Par ailleurs, l'huile moteur usagée peut contenir des BTEX, du MTBE, des métaux lourds, des composés HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et autres solvants organiques et doit donc également être contrôlée envers ces paramètres.

3.3.2 Remblai pollué

Par le passé, lors de la construction ou rénovation d'une station-service, il est possible que du sol contaminé ait été apporté, par exemple au niveau des réservoirs souterrains et de la piste. En d'autres termes, un screening général des métaux lourds et HAP s'impose en cas de présomption d'utilisation d'un remblai d'origine inconnue.

Si une station-service a été construite sur un terrain déjà pollué précédemment, il faut distinguer dans l'étude de délimitation du sol (EDS) cette pollution antérieure de la pollution liée à la construction ou l'exploitation de la station-service. Cette distinction peut être opérée sur base des descriptions des forages et d'analyses chimiques appropriées.

3.3.3 Kérosène, pétrole, white-spirit

Le sous-sol d'une station-service peut présenter des fractions légères d'hydrocarbures, tels que le kérosène, le pétrole, le white-spirit, ..., qui ne sont cependant pas associées à de l'essence. Il est possible de les distinguer de l'essence à l'aide d'analyses en chromatographie gazeuse (GC) sur l'huile minérale et sur l'huile minérale volatile et à l'aide des chromatogrammes correspondants.

3.3.4 Mazout de chauffage

Il est fréquent de trouver des citernes de mazout de chauffage sur le site de stations-service et des parcelles environnantes. Il est donc possible que le sol d'une station-service soit pollué par du mazout de chauffage. La présence de mazout se détecte à partir d'une analyse par GC sur l'huile minérale dans le sol et l'eau souterraine. Si ce composé est mis en

évidence uniquement à proximité immédiate d'une citerne de mazout de chauffage, il apparaît alors évident que ce dernier est à mettre en relation avec la citerne. Du kérozène est parfois ajoutée au mazout de chauffage stocké dans des citernes aériennes, afin de le protéger du gel. Des traces de composés légers (également présents dans l'essence) sont donc également susceptibles d'être détectées lors d'une analyse.

Dans certains cas, la simple localisation des sources de pollution ne permet pas de déterminer avec certitude l'origine de la pollution (mazout de chauffage et/ou diesel). Dans ces cas-là, on peut tenter de faire la distinction à l'aide, par exemple, de la couleur (couleur rouge). On peut également réaliser des analyses spécifiques portant sur la présence du colorant "solvent Yellow 124", sur la teneur en soufre et la densité (la densité du mazout de chauffage à 15°C est comprise entre 830 et 870 kg/m³). Sur base de ces analyses, des laboratoires spécialisés peuvent se prononcer sur la nature du produit. Un échantillon de produit pur est toutefois nécessaire à cette fin.

La figure ci-dessous donne un aperçu de l'évolution dans le temps des teneurs maximales en soufre (ppm) du mazout de chauffage.

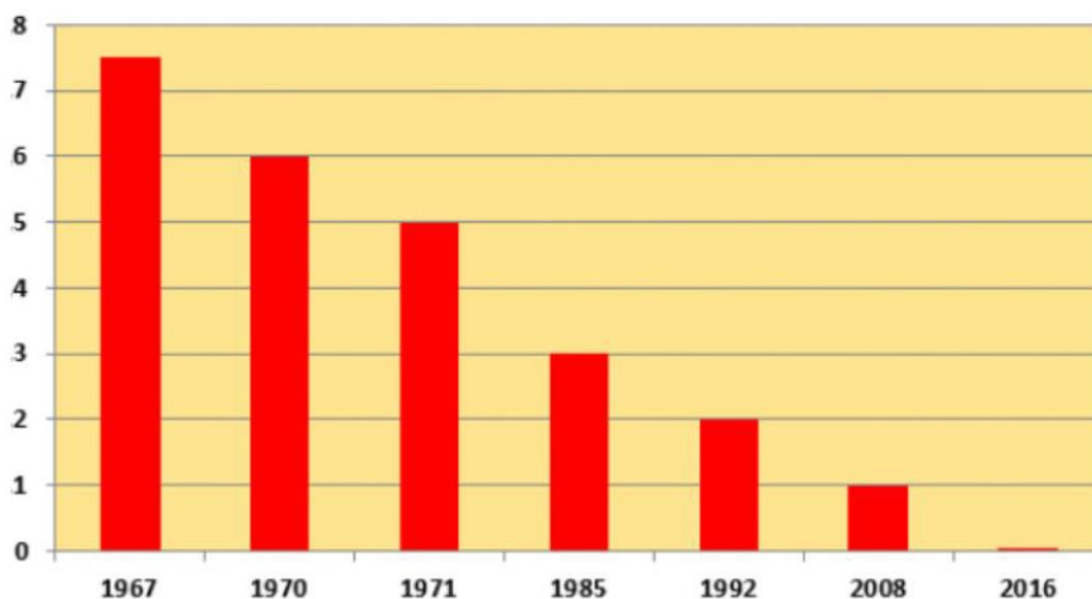


Figure 5: Evolution dans le temps de la teneur en soufre du mazout de chauffage

Les analyses visant à détecter la présence de furfural ont, par le passé, rarement été en mesure de fournir une réponse claire. En effet, l'ajout de cet additif s'est opéré en quantité limitée. De plus, cet additif est très sensible à la biodégradation dans le sol. L'absence de furfural n'est donc pas un motif suffisant pour pouvoir conclure que le produit polluant n'est pas du mazout. En revanche, si on le détecte, on a alors bien la certitude d'être en présence de mazout.

3.3.5 Huile deux temps

Sur les stations-service, il peut y avoir eu de la distribution d'huile deux temps. Cette huile est formée d'un mélange d'essence et d'huile moteur. Elle était vendue au niveau d'une installation de distribution distincte pour des moteurs deux temps. Les quantités vendues ayant été limitées et l'installation de distribution étant généralement aérienne, les risques d'une pollution générée par ce carburant sont également limités.

Toutefois, les moteurs deux temps ne sont pas repris sous les dispositions de l'Accord de Coopération. Les pollutions associées doivent donc être considérées comme étrangères à la station-service.

3.3.6 Situations particulières

Si d'autres sources potentielles de pollution sont présentes, ou en cas de litige, l'analyse de paramètres supplémentaires peut évidemment être envisagée. L'expert en assainissement du sol (EAAS) doit alors le motiver.

Un exemple concerne les solvants chlorés (Hydrocarbures Chlorés Organiques Volatils HCOV). Dans un environnement urbain, nous sommes souvent confrontés à la présence de HCOV dans l'eau souterraine. L'origine de cette source de pollution n'est pas toujours facile à retracer. En règle générale, la source se trouve en dehors du site de la station-service. Ces paramètres peuvent interférer à différents niveaux au cours du processus d'assainissement. Il peut s'agir d'une interférence sur les résultats d'analyse, la dispersion, la capacité d'adsorption du charbon actif air (CAA) pendant les travaux d'assainissement (TA), etc. Dans cette optique, il peut être judicieux d'également analyser ces paramètres.

3.4 Les paramètres guides pour l'essence et le diesel

Les pollutions détaillées dans les chapitres précédents peuvent se rencontrer, mélangées ou non, sur les sites de stations-service. Ces pollutions sont sujettes à des effets de biodégradation et de dilution. Leur composition peut donc changer de manière très hétérogène au sein d'une même tache. Etant donné que les stations-service concernées ont été fermées au plus tard en mars 2006, ces effets de biodégradation et dilution se sont déjà produits dans une large mesure. Nous pouvons souvent parler d'une situation stable.

Des paramètres guides ont été définis. Leur objectif est de permettre, de manière pratique et fonctionnelle, de distinguer les différents types de pollution, et de pouvoir les délimiter spatialement.

Même si ces paramètres guides ne couvrent pas l'ensemble des pollutions, il a été démontré par l'expérience acquise au cours des dernières années que le suivi de ces paramètres guides

permet d'étudier et de remédier à la problématique d'une pollution de sol au droit des stations-service.

Les analyses des paramètres guides suivants sont donc suffisantes dans la majorité des études (voir également le tableau récapitulatif inséré au niveau du prochain chapitre 0):

- huile minérale GC: dans le sol et dans l'eau souterraine;
- BTEX: dans le sol et dans l'eau souterraine pour une pollution diesel et/ou essence;
- MTBE: dans l'eau souterraine pour une pollution essence récente (à partir des années '80) et/ou si ce composé a été mis en évidence lors d'une étude d'orientation (EO).

Dans certains cas, il est recommandé de procéder à l'analyse d'autres additifs présents dans les carburants. Il peut également être pertinent de réaliser des analyses supplémentaires pour pouvoir déterminer les risques (voir chapitre 5).

Si, sur base des résultats d'analyses et chromatogrammes, il est établi que la tache de pollution est liée à la station-service, à savoir une pollution en diesel ou essence, alors une analyse des paramètres guides mentionnés ci-dessus s'avère suffisante.

Par ailleurs, outre les BTEX et le MTBE, le paramètre huile minérale volatile, et son chromatogramme associé, peut également permettre de distinguer l'essence d'autres hydrocarbures volatils. L'analyse de ce paramètre peut ainsi se révéler judicieuse par exemple dans le cas de stations-service situées au droit ou à proximité de dépôts pétroliers, où une pollution produite par du pétrole, du kérosène ou d'autres hydrocarbures volatils pourrait également être rencontrée.

Le naphtalène peut être présent tant dans l'essence que dans le diesel. Si sa présence a été démontrée lors de l'EO, alors il est à reprendre en tant que paramètre guide. Si le naphtalène est rencontré avec d'autres HAP, sa présence peut alors être causée (partiellement) par une pollution étrangère (p.ex.: remblai pollué).

Le paramètre TBA (tert-butyl alcohol ou alcool butylique tertiaire) est suffisamment couvert par les mesures du MTBE, qui sert de paramètre guide.

3.5 Synthèse des substances suspectes à analyser sur le site des stations-service

Compte tenu des considérations exposées dans les chapitres précédents, les substances suspectes ci-dessous peuvent donc être retenues comme paramètres à analyser.

Tableau 1: Synthèse des substances suspectes à analyser sur les sites de stations-service

Paramètres à analyser	Huile minérale	BTEX	N	MTBE	Métaux lourds	Composés HAP	Huile minérale volatile
Propre à la station-service - sol							
Essence	x	x	(x)	(x)			(x) WAL
Diesel	x	x	(x)				(x) WAL
Etranger à la station-service - sol							
Mazout de chauffage	x	x	(x)				(x) WAL
Huiles usagées	x	x			(x)	(x)	(x) WAL
Remblai pollué	x	x			(x)	(x)	(x) WAL
Kérosène	x						x
Pétrole	x						x
White-spirit		(x)	(x)				x
Propre à la station-service - eau							
Essence	x	x	(x)	(x)			(x) WAL
Diesel	x	x	(x)				(x) WAL
Etranger à la station-service - eau							
Mazout de chauffage	x	(x)	(x)		(x)		(x) WAL
Huiles usagées	(x)	(x)				(x)	(x) WAL
Remblai pollué	(x)	(x)					(x) WAL
Kérosène	x						x
Pétrole	x						x
White-spirit		(x)	(x)				x

X paramètres à analyser

(x) l'EAAS doit vérifier la pertinence d'analyser ces paramètres

(x)WAL l'EAAS doit vérifier la pertinence d'analyser ces paramètres en Wallonie

L'EAAS doit confirmer, dans chaque dossier spécifique, que l'utilisation d'un paramètre guide global (C10-C40) permette d'assurer la suppression des risques pour chaque fraction individuelle.

Dans le cadre de l'élaboration d'évaluations des risques, il peut se révéler utile que, pour les différentes fractions analysées (obligatoire) pour les huiles minérales, soient distinguées leur nature aromatique et aliphatique (optionnel). Nous vous renvoyons à ce propos vers le chapitre 5.

3.6 Les méthodes d'analyses

3.6.1 Dispositions légales par région

Des dispositions spécifiques sont en vigueur en Wallonie, en Flandre et à Bruxelles concernant les paramètres à analyser, discutés au point 0. Les dispositions légales en la matière sont résumées ci-dessous, par région.

3.6.1.1 Wallonie

Les analyses réalisées dans le cadre du décret sols sont exécutées selon les méthodes développées par "l'ISSEP" pour le "Comité directeur de la DGO3" dans le "Compendium Wallon des Méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse" (CWEA).

<http://www.issep.be/cwea-table-des-matieres-2/>

3.6.1.2 Flandre

Les analyses réalisées dans le cadre du "Bodemdecreet" et du "Vlarebo" sont exécutées selon les méthodes développées par le "VITO" pour "l'OVAM" dans le "Compendium voor Monsterneming en Analyse" (CMA).

<https://emis.vito.be/nl/referentielabo-ovam>

3.6.1.3 Bruxelles

Les paramètres normés en Région de Bruxelles-Capitale proviennent de l'annexe IV et l'annexe II du "Vlarebo". On utilise dès lors le CMA pour leur analyse. Exception faite pour les paramètres huile minérale (>C5-C8) et huile minérale (>C8-C10), pour lesquels les méthodes du CWEA sont appliquées (voir décret sols).

https://environnement.brussels/sites/default/files/4_cdbp_analyses_fr_2018.pdf

4 ETUDE DE DELIMITATION DU SOL (EDS)

4.1 Introduction

L'EDS a une nomenclature différente dans chaque région, à savoir: Etude de Caractérisation (Wallonie), Beschrijvend bodemonderzoek (Flandre) et Nader Onderzoek/Etude Détaillée (Bruxelles). En raison du caractère interrégional de BOFAS, le terme commun "Etude de Délimitation du Sol" (EDS) sera utilisé dans le présent document.

Entre les régions, les exigences en matière de contenu d'une EDS ne présentent pratiquement pas de différences sur le plan technique. Une EDS doit permettre de:

- délimiter la pollution dans le sol et les eaux souterraines, aussi bien horizontalement que verticalement;
- déterminer la source et la nature de la pollution;
- estimer le volume de la pollution du sol et des eaux souterraines;
- se positionner quant à la nécessité d'assainir;
- se positionner quant à la nécessité de prendre des mesures de précaution en attente des travaux d'assainissement (TA);
- élaborer un projet d'assainissement (PA) (si nécessaire).

La nécessité d'assainir en Wallonie et en Flandre est déterminée, dans le cas des pollutions historiques (au sens décrétable), sur la base d'une analyse des risques. L'évaluation des risques fait l'objet d'un chapitre distinct voir chapitre 5.

A Bruxelles, un dépassement des valeurs d'intervention définit la nécessité d'assainir.

Le site sur lequel est réalisée une EDS n'est pas délimité par les limites administratives des parcelles cadastrales de la station-service, mais avant tout par des "limites techniques" (ampleur de la pollution, possibilité technique pour réaliser les forages, ...).

Lors de la réalisation de l'EDS, BOFAS peut décider de ne pas examiner tous les noyaux de pollution. Ce serait le cas pour des noyaux de pollution résultants d'activités autres que celles liées à l'exploitation de stations-service. Le cas échéant, une "EDS partielle", dans laquelle seule la pollution propre à la station-service est incluse, sera réalisée. La terminologie et les exigences de forme de l'EDS partielle sont déterminées par région.

Pour BOFAS, l'EDS se compose des parties suivantes:

- La Proposition d'Étude de Délimitation des Sols (PEDS),
- L'exécution phasée des travaux de terrain,
- La rédaction du rapport.

4.2 Proposition d'Etude de Délimitation du Sol (PEDS)

La PEDS comprend les phases suivantes:

- Une analyse documentaire,
- La visite du site avec checklist,
- La finalisation de la PEDS suite à la visite du site.

La PEDS doit être établie conformément à T1010_Manuel pour l'élaboration d'un PEDS et à T1015_Note préparatoire PEDS.

4.2.1 Préparation de la visite de terrain

BOFAS met les études en sa possession à disposition de l'EAAS. L'EAAS demande l'emplacement des conduites d'utilité publique en fonction des travaux de terrain prévus. Dans un premier temps, une étude documentaire sera réalisée sur base des données disponibles.

En préparation de la visite de terrain, l'EAAS interprète, évalue et traite les données des études précédentes et les compile dans une version préliminaire de la PEDS, qui est soumise à BOFAS.

Les sources potentielles de pollution au droit de stations-service sont les suivantes:

1. Les îlots de pompes,
2. Les citernes,
3. Les points de remplissage,
4. Les événements,
5. Le séparateur d'hydrocarbures,
6. Les conduites entre les points de remplissage et les citernes ainsi qu'entre les citernes et les îlots de pompes.

De nombreuses causes de pollutions évitables sont des pertes systématiques lors du remplissage, des incidents ou des pollutions résultant de l'usure, d'une défectuosité (par ex. de la piste étanche, au niveau de fissures ou des avaloirs) ou d'un entretien insuffisant des infrastructures.

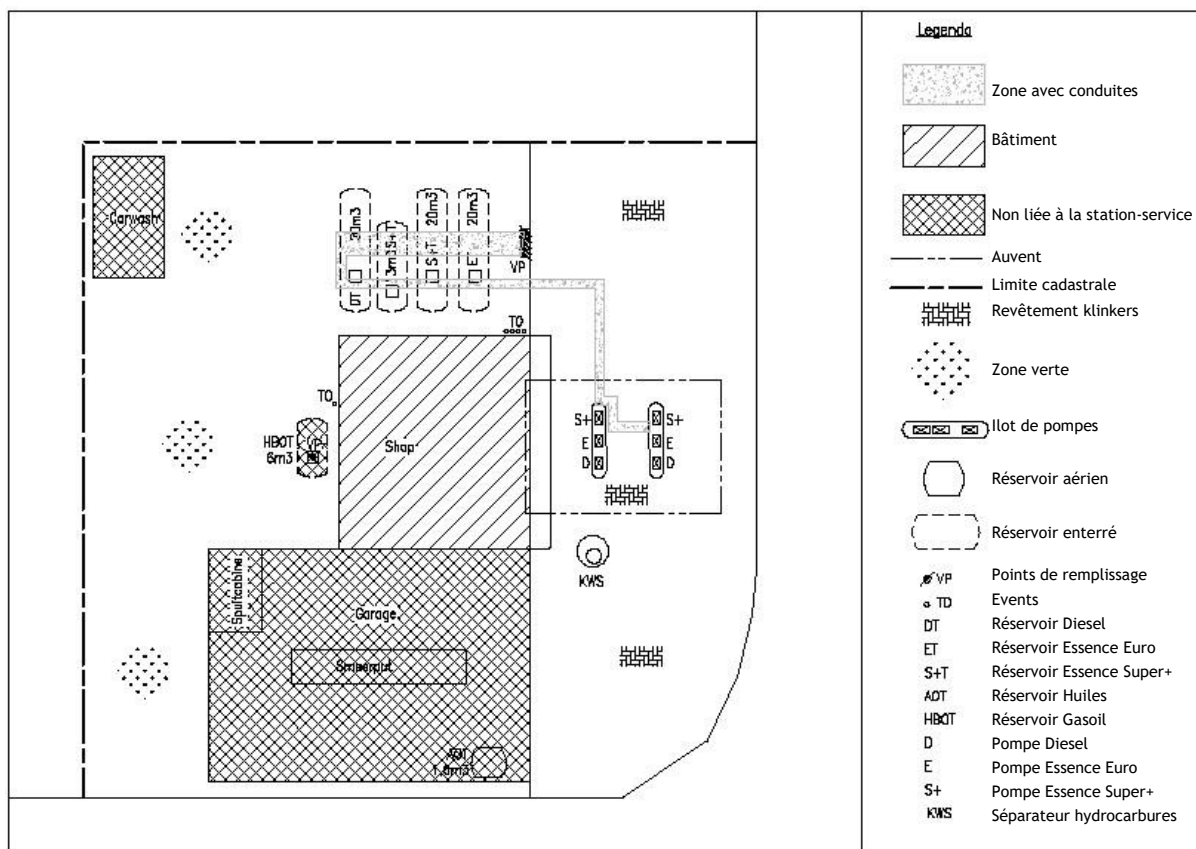


Figure 6: Sources potentielles de pollution au droit d'une station-service

Les sources potentielles de pollution reprises ci-dessus, à l'exception du tracé des conduites reliant les installations de distribution, doivent être indiquées sans ambiguïté sur les figures et leurs légendes. Une distinction entre les anciennes installations (par exemple, anciennes citernes inertées toujours présentes ou emplacement de l'ancien parc à citernes, ...) et les installations encore présentes doit être réalisée.

Lors de la PEDS, les emplacements à risques suivants doivent faire l'objet d'investigations suffisantes:

- les endroits où la présence d'une pollution du sol et/ou de l'eau souterraine a déjà été démontrée lors d'études antérieures;
- les endroits où les données sur la situation environnementale sont manquantes;
- là où les études antérieures sont lacunaires.

4.2.2 Visite de terrain

L'EAAS effectue une visite de terrain en présence de BOFAS. Le but de cette visite de terrain est de:

- Prendre connaissance du site à étudier et des parcelles voisines pertinentes: emplacement des zones à risques, dimensions du site, obstacles pratiques, etc;
- Prendre connaissance des différentes parties prenantes présentes sur site;

- Vérifier la faisabilité du plan de forages et y apporter les ajustements nécessaires;
- Organiser les travaux de terrain de la manière la plus efficace possible.

Une checklist a été établie, T1210_FOR_Checkliste visite de terrain EDS, afin de traiter les données de la visite de terrain de manière systématique.

La PEDS définitive est élaborée par l'EAAS et soumise à l'évaluation de BOFAS avant sa mise en œuvre.

4.2.3 Le plan de forage: stratégies d'échantillonnage pour l'EDS

4.2.3.1 Introduction

Les régions ont élaboré des directives spécifiques sur les stratégies d'échantillonnage à suivre. Ces directives seront respectées au maximum lors de l'élaboration du plan de forages. Elles ont été développées pour pouvoir réaliser une délimitation de la pollution du sol. A ce stade, BOFAS souhaite également recueillir autant que possible les données nécessaires permettant l'élaboration d'un PA réfléchi.

Compte-tenu des spécificités des dossiers BOFAS, les points d'attention suivants méritent d'être énumérés:

- Une pollution en diesel se retrouve dans la matrice du sol.

L'eau souterraine qui entre en contact avec cette pollution est généralement également polluée. La majorité des composés du diesel sont peu solubles. La pollution dans l'échantillon d'eau prélevé se présente donc plutôt sous forme d'une émulsion, qui peut coaguler avec le temps.

Les piézomètres qui sont situés hors de la zone de sol pollué sont rarement contaminés par des substances dissoutes. Rencontrer un réel panache en diesel en dehors de la pollution du sol est donc exceptionnel.

Une couche surnageante peut se former si les concentrations dans le sol sont suffisamment élevées. Celle-ci est généralement très locale. Il ne s'agit d'une réelle couche surnageante que dans des cas exceptionnels. La présence d'une couche surnageante suspectée peut être démontrée à l'aide de piézomètres coupants.

Par retour d'expérience lors de la réalisation de différentes excavations, il a pu être établi que la présence de produit pur dans un piézomètre coupant ne signifie pas automatiquement la présence de produit pur au niveau de l'excavation-même et/ou que celui-ci peut être récupéré par pompage. Les couches surnageantes sont donc plutôt exceptionnelles et ne sont effectives que si des quantités conséquentes (plusieurs

décimètres) de produit pur sont constatées au niveau de différents piézomètres coupants.

- Une pollution en essence se retrouve principalement dans la matrice du sol.

L'eau souterraine qui entre en contact avec cette pollution est donc également contaminée. Une proportion importante des composés de l'essence sont solubles. La pollution dans l'échantillon d'eau pompé provient des fractions dissoutes. Des piézomètres, situés hors de la zone de sol pollué, peuvent donc également être contaminés. Il s'agit de la plume de pollution, composée principalement de benzène et de MTBE. Les plumes formées par le toluène, l'éthylbenzène, et les xylènes ont une étendue beaucoup plus restreinte.

La présence d'une réelle couche surnageante en essence reste également exceptionnelle.

4.2.3.2 Directives générales pour le plan de forages

Le plan de forages est établi selon le document T1310_PRO_Elaboration figures de base.

Les dossiers de fermeture se caractérisent par:

- La taille limitée de la parcelle source;
- La localisation en zone résidentielle avec des maisons environnantes;
- Une pollution principalement ancienne datant d'avant mars 2006.

Lors de l'élaboration du plan de forages, les règles empiriques et les points d'attention suivants sont importants:

- La pollution du sol est délimitée horizontalement à l'aide de 3 forages minimum, distants d'environ 5 mètres l'un de l'autre.
- Dans le cas d'une pollution des eaux souterraines, celle-ci est délimitée horizontalement par au moins 3 piézomètres situés à une distance d'environ 10 mètres l'un de l'autre.
- Lors de la délimitation verticale de la pollution du sol, il faut prêter attention à la pollution du sol qui se trouve sous le niveau des eaux souterraines. Il est essentiel de pouvoir faire une estimation correcte à l'avance de cette délimitation verticale en vue du plan d'excavation et de la détermination des caractéristiques de stabilité et de rabattement, car ce sont souvent des indicateurs importants pour déterminer les coûts d'assainissement. Il faut éviter de devoir, durant les TA, encore apporter des ajustements importants en ce qui concerne la profondeur de l'excavation.

Il est dès lors recommandé de prélever suffisamment d'échantillons de sol intermédiaires (généralement au moins 3 : zone propre supérieure, zone la plus contaminée et zone propre inférieure) pour être en mesure de faire un choix correct de la technique d'assainissement. Nous nous référons au chapitre 6.5, la faisabilité des

techniques d'assainissement. Cependant, l'échantillonnage du sol en zone saturée n'est pas toujours facile. Habituellement, la pollution du sol est présente jusqu'à environ 2 mètres sous le plus bas niveau des eaux souterraines. Sur base de l'étude, il pourrait en être autrement, mais l'EDS devra donner une réponse définitive à ce sujet. Lors de l'élaboration du plan de forages, les forages sont placés en fonction des caractéristiques du site. En vue d'un éventuel PA, les points d'attention suivants doivent également être pris en compte:

- Evaluation de la pollution résiduelle sous les bâtiments ou autres structures après excavation (en vue, par exemple, d'entamer des travaux in situ) ;
 - Evaluation de la possibilité d'une excavation complète sous talus libre;
 - Evaluation de la nécessité de dévier ou d'interrompre des conduites d'utilité publique;
 - Evaluation de la nécessité d'une intervention chez des voisins ou au droit d'importantes voies d'accès au bâtiment.
- Si la contamination est caractérisée comme étant de l'essence, des échantillons non-remaniés "steekbusmonsters" (ou équivalent) sont prélevés à des endroits opportuns (délimitation verticale, estimation de la pollution résiduelle après excavation, ...).
 - Lors d'un forage au travers d'une couche surnageante détectée lors d'investigations précédentes, le tubage "casing" perdu est planifié quelques jours au préalable à la réalisation du forage. Ce casing perdu est placé à la profondeur où l'on s'attend aux concentrations les plus élevées dans le sol (zone d'étalement de la pollution/ "smeerzone").
 - Même si la couche supérieure n'a pas été contaminée par les activités de la station-service, l'échantillonnage des couches supérieures peut être nécessaire en vue de maximiser la possibilité de réutilisation de ces terres durant l'assainissement. Les résultats peuvent également être utiles à l'analyse des risques.
 - La détermination granulométrique des horizons pertinents est effectuée en fonction:
 - Du traitement des terres contaminées (tenant compte de la nature des terres en fonction de la profondeur de la pollution);
 - De l'analyse des risques et de la faisabilité des techniques in situ;
 - De l'évaluation du débit de rabattement dans l'horizon déterminant le débit sous la contamination.
 - La délimitation verticale de la pollution des eaux souterraines devrait de préférence être réalisée en aval du noyau de la pollution. Dans le passé, il a été constaté que la délimitation verticale pouvait être surestimée suite à des contaminations croisées résultant du passage au travers d'horizons contaminés présents moins profondément. A moins de trouver des horizons supérieurs interférents l'écoulement des eaux, une analyse sur le "paquet épuration des eaux souterraines" est effectuée sur le piézomètre profond.
 - Si des mesures de l'air du sol doivent fournir une réponse précise quant à la présence de risques humains et donc sur l'opportunité de réaliser ou non les TA, des piézairs peuvent être installés et échantillonnés une première fois pendant l'EDS.

4.3 Exécution phasée des travaux de terrain

4.3.1 Préparation

Les travaux de terrain tels que décrits dans la PEDS sont réalisés après approbation par BOFAS.

L'EAAS prend les dispositions nécessaires avec les différentes parties concernées (sous-traitants, propriétaires, utilisateurs, etc.), pour réaliser les travaux de terrain dans les plus brefs délais.

Avant le début des travaux de terrain, un permis de travail est établi conformément à la procédure T1020_PRO_Explication permis travail EDS.

BOFAS est informé au préalable de la date effective des travaux de terrain, de sorte qu'il puisse (faire) réaliser un audit.

4.3.2 Les travaux de terrain

Les travaux de terrain sont effectués conformément à la réglementation régionale:

- Wallonie: Le Code Wallon de Bonnes Pratiques (CWBP): forages, et Le Compendium Wallon des Méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse (CWEA): échantillonnage et analyses;
- Flandre: Het Compendium voor Monsternamen en Analyse (CMA);
- Bruxelles: Codes de Bonnes Pratiques (CBP): forage, échantillonnage et analyses.

Au démarrage des travaux de terrain, le plan de forages est transposé sur site en présence du chef de projets du bureau d'études.

Pour le contrôle qualité, BOFAS a établi une checklist avec des points d'attention spécifiques et des exigences de qualité minimales que les travaux de terrain doivent respecter (voir T9250_FOR_Checklist audit veldwerk).

La sélection des échantillons à analyser est effectuée par l'EAAS conformément à la PEDS, et ajustée en fonction des observations faites lors des travaux de terrain.

Lors de la mise en place et/ou la purge d'un piézomètre, il est possible d'estimer l'alimentation du piézomètre. En fonction de celle-ci, les méthodes d'échantillonnage et de purge peuvent différer de la méthode standard. Ceci est décrit dans les procédures régionales (échantillonnage sur 24 heures, piézomètre mal alimenté, ...). L'EAAS organise les travaux de terrain de telle sorte que l'échantillonnage concerne effectivement de l'eau souterraine 'fraîche', et que l'eau stagnant dans le piézomètre et dans le massif filtrant soit suffisamment renouvelée. Dans certains cas, il ne sera pas possible de purger suffisamment

le piézomètre, ce qui devra alors être signalé dans le document T1231_FOR_Tableaux standards_Wa (Pour la Flandre: T1230_FOR_Standaardtabellen_Vl).

4.3.3 Les résultats des travaux de terrain

Après réception des certificats d'analyses par l'EAAS, BOFAS est informé des résultats des travaux de terrain (pour chaque phase). Les résultats sont brièvement discutés et communiqués en soumettant les documents actualisés suivants:

- T1015_Note préparatoire PEDS,
- le cas échéant, accompagné d'une nouvelle proposition de travaux de terrain supplémentaires. Après validation de cette nouvelle proposition, les travaux de terrain seront effectués. Les phases seront répétées jusqu'à ce que les dispositions régionales relatives à la délimitation de la pollution soient respectées et que les informations nécessaires pour la rédaction du PA soient obtenues.

Si l'étude révèle que plus de 3 phases seront nécessaires pour cartographier la pollution, on parlera d'une situation non-standard et la stratégie d'échantillonnage sera modifiée. Il s'agira d'obtenir rapidement une indication de l'ordre de grandeur du panache, en appliquant au cours d'une même phase une combinaison de travaux de délimitation et de définition et localisation de la contamination au sein du panache. Par définition et localisation, on entend les travaux de terrain réalisés spécifiquement à l'intérieur du contour de pollution, qui sont importants pour l'élaboration administrative et technique de l'EDS et pour l'élaboration du PA. Cela permet de limiter le nombre de phases et vraisemblablement de réduire la durée de l'EDS.

Dès que l'EAAS est d'avis que l'EDS peut être finalisée, cela est indiqué dans les conclusions des travaux de terrain. Après approbation par BOFAS, la rédaction du rapport d'EDS est démarrée.

4.4 Contenu de l'EDS et rédaction du rapport

Le contenu et la rédaction du rapport doivent répondre aux exigences des différentes régions:

- Wallonie: Code Wallon de Bonnes Pratiques - Guide de Référence pour l'Etude de Caractérisation (GREC),
- Flandre: Standaardprocedure voor Beschrijvend bodemonderzoek,
- Bruxelles: voir Annexe 1.

Les éléments suivants constituent des déviations aux exigences régionales ou sont développés spécifiquement:

- Les tableaux et figures standards sont élaborés conformément aux procédures T1231_FOR_Tableaux standards_Wal, T1232_FOR_Tableaux standards_BXL (pour la Flandre: T1230_standaardtabellen_Vl) et T1310_PRO_Elaboration figures de base ;
- La perméabilité est déterminée comme repris en Annexe 2 ;
- Les noyaux de pollution identifiés sont définis selon les types de produits comme précisé au chapitre 3 ;
- Une distinction est opérée sur les figures entre les contours par type de contamination et par source (essence, diesel, étranger à la station-service):
 - BTEX dans le sol et dans les eaux souterraines;
 - MTBE dans les eaux souterraines;
 - Huiles minérales dans le sol et dans les eaux souterraines;
 - Autres paramètres : dans le sol et dans les eaux souterraines;
- Si une Analyse de Risques (AR) est nécessaire, elle est effectuée comme décrit au chapitre 5 ;
- BOFAS souhaite finaliser un maximum de dossiers le plus rapidement possible. Dès lors, par dérogation aux dispositions régionales, aucune urgence d'assainissement n'est définie pour les dossiers de fermeture. Les dossiers seront entamés selon l'indice de priorité approuvé par la CIAS (PIP, voir chap. 1.4), et les procédures d'assainissement seront lancées dans la foulée des approbations des EDS. L'EAAS est néanmoins tenu de se prononcer sur la nécessité de mettre en place des mesures de sécurité dans l'attente des travaux d'assainissement, et également sur le début des travaux. Si des mesures immédiates sont d'application en raison d'un risque aigu elles sont bien entendu identifiées et appliquées.

Le rapport n'est officiellement introduit conformément aux dispositions régionales, qu'après contrôle qualité et approbation par BOFAS. Après soumission aux autorités, l'accusé de réception (électronique) sera transmis à BOFAS.

5 ANALYSE DE RISQUES

5.1 Introduction

Tenant compte des législations applicables par région et des différents codes de bonnes pratiques, l'analyse de risques peut être effectuée à la fois au cours de l'EDS et au cours des phases suivantes, notamment: PA, TA, monitoring et EF. L'interprétation précise de l'analyse de risques diffère selon la phase au cours de laquelle elle sera appliquée ainsi qu'en fonction du cadre régional.

Le domaine d'application de l'analyse de risques dans le cadre des études de sol mandatées par BOFAS et vis-à-vis des législations régionales est résumé dans le tableau ci-dessous.

T0020_Directive

Directive BOFAS 3



Tableau 2: Domaine d'application de l'analyse de risques

Cadre légal		Nécessité d'assainissement	Urgence/ priorité (*) d'assainissement	Objectifs d'assainissement	Mesures supplémentaires (de sécurité, de gestion, limitations d'usage, ...)
I. Wallonie					
I.1 Décret sols	I.1.1 Contamination historique & Contamination mixte principalement historique	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques
	I.1.2 Contamination nouvelle & Contamination mixte principalement nouvelle	Approche normative	Approche basée sur les risques	1° : normes 2° : risques	Approche basée sur les risques
I.2 Arrêté stations-service (RGPT)		Approche normative	Approche basée sur les risques	1° : normes 2° : risques	Approche basée sur les risques
II. Bruxelles					
II.1 Arrêté stations-service		Approche normative	Approche basée sur les risques	1° : normes 2° : risques	Approche basée sur les risques
II.2 Ordonnance sol		Pas d'application pour les dossiers BOFAS			
III. Flandre					
III.1 Bodemdecreet	III.1.1 Contamination historique & Contamination mixte principalement historique	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques	Approche basée sur les risques
	III.1.2 Contamination nouvelle & Contamination mixte principalement nouvelle	Approche normative	Approche basée sur les risques	1° : normes 2° : risques	Approche basée sur les risques

(*) BOFAS suit une procédure particulière pour la détermination de la priorité d'assainissement

5.2 Approche générale pour la détermination des risques

En raison du caractère interrégional de BOFAS, le terme général “Analyse de Risques” (AR) sera utilisé dans ce document.

Une AR doit toujours répondre aux exigences de la région où elle sera présentée, à moins que des dispositions différentes ne soient en vigueur pour BOFAS.

Bien que chaque région ait sa propre procédure standard pour effectuer une AR, il existe des aspects communs. L'évaluation est ainsi toujours divisée en plusieurs volets:

- le risque pour les eaux souterraines,
- le risque toxicologique pour la santé humaine,
- le risque de dégradation des écosystèmes,
- et les critères additionnels.

En plus de la problématique du risque et de la nécessité / des objectifs d'assainissement, chaque région traite également de l'urgence (priorité) de l'assainissement ainsi que de la nécessité d'éventuelles mesures de précaution, de sécurité ou de gestion.

BOFAS a développé une systématique qui permet de tirer des conclusions rapides et sans ambiguïté, tout en respectant les lignes directrices applicables dans les 3 régions pour la réalisation d'une AR.

5.2.1 Systématique générale

Sur base de la contamination identifiée et des taches de pollution définies, on procèdera d'abord à l'AR par paliers (BOF-TRA).

S'il apparaît alors qu'il est nécessaire d'effectuer une AR pour la santé humaine, on définira en premier lieu un modèle conceptuel du site (MCS) et on procèdera au screening préalable (BOF-SRA). Sur base des conclusions de ce screening préalable (BOF-SRA), un calcul à l'aide du logiciel S-Risk pourra éventuellement être effectué spécifiquement pour le dossier, et ajusté le cas échéant par les résultats d'une mesure d'air du sol.

En résumé, cette systématique repose sur cinq piliers:

1. L'analyse de risques par paliers (“BOF-TRA” pour “Trapsgewijze RisicoAnalyse”)
2. Le Modèle Conceptuel du Site (MCS)
3. Le screening préalable (“BOF-SRA” pour “Screening RisicoAnalyse”)
4. L'exécution de mesures d'air du sol
5. L'utilisation de S-Risk: un calcul à l'aide du logiciel S-Risk n'est fait que s'il peut apporter une valeur ajoutée.

5.3 L'analyse de risques par paliers (BOF-TRA)

BOFAS a développé une méthode générique dénommée “analyse de risques par paliers” (voir schéma BOF-TRA en Annexe 3), dont l'objectif principal est d'implémenter de manière simple le concept de menace grave, et donc de:

- déterminer la nécessité d'assainissement (critère d'assainissement) dans l'EDS,
- fixer les objectifs d'assainissement dans le PA.

Le schéma de l'analyse de risques par paliers (BOF-TRA) et la manière dont ce schéma doit être parcouru en région wallonne sont présentés à l'Annexe 3.

En région de Bruxelles-Capitale, l'arrêté stations-service est d'application et la nécessité d'assainissement n'y est pas déterminée par la notion de menace grave. L'aspect « risque » n'y est pertinent que si les objectifs d'assainissement ne peuvent être atteints. Pour cette raison, aucune analyse de risques par paliers n'a été établie pour la Région de Bruxelles-Capitale.

L'analyse de risques par paliers (BOF-TRA) n'est appliquée que pour une contamination historique (ou pour une contamination mixte principalement historique) telle que décrite dans le “bodemsaneringsdecreet” en Flandre et dans le décret sols en Wallonie.

Des déviations spécifiques quant à l'utilisation de l'analyse par paliers sont toujours possibles pour chaque dossier. En concertation avec BOFAS, une décision doit tout d'abord être prise par l'EAAS quant à l'application de l'AR par paliers. Il s'agit en effet de déterminer si la directive peut être appliquée ou si une approche plus spécifique au site est nécessaire. Dans ce dernier cas, les procédures standards applicables dans chacune des régions sont utilisées.

Si, en plus de la pollution liée à l'exploitation de la station-service, on rencontre une pollution étrangère, il faut également examiner si l'AR par paliers lui est applicable.

5.3.1 La nécessité d'assainissement

La détermination de la nécessité d'assainissement a lieu en parcourant un schéma par le biais duquel on évalue, palier par palier, les risques inhérents à la contamination du sol et à la contamination des eaux souterraines. Il s'agit de vérifier systématiquement la présence ou non d'une menace grave (MG). Une fois qu'une MG a été identifiée, un objectif d'assainissement (correspondant à l'élimination de cette MG) peut lui être associé.

L'analyse se déroule dans un ordre tel que les objectifs d'assainissement sont définis des plus sévères vers les moins sévères. Grâce à cette approche par paliers, dès qu'un objectif d'assainissement est établi, toute évaluation suivante est rendue superflue et tous les risques possibles sont automatiquement couverts par l'objectif d'assainissement déjà défini.

La relation entre la pollution du sol et la pollution des eaux souterraines est également incluse dans ce schéma: dans le cas d'une pollution aux hydrocarbures, il n'est pas possible d'assainir les eaux souterraines sans avoir au préalable suffisamment assaini le sol. Par conséquent, si une menace grave est démontrée pour les eaux souterraines, il existe alors également une nécessité d'assainissement pour la contamination du sol.

En parcourant le schéma décisionnel, on procède toujours d'abord à l'évaluation du risque de menace grave (et donc de la nécessité d'assainissement) vis-à-vis des eaux souterraines. Une fois qu'une menace grave a été démontrée pour les eaux souterraines, l'objectif d'assainissement correspondant est fixé (tant pour les eaux souterraines que pour le sol) et aucune autre évaluation n'est nécessaire. Si, pour un palier déterminé, aucune menace grave n'est identifiée, on procède à l'évaluation du palier suivant. Spécifiquement pour la région flamande, le schéma décisionnel indique également à partir de quel palier pour les eaux souterraines une évaluation distincte de la pollution du sol (exposition du sol) devient nécessaire.

Compte tenu de la particularité des sites traités par BOFAS (souvent des stations-service très anciennes et de petite taille, avec des volumes de pollution du sol et des eaux souterraines limités, situées le long des grands axes routiers et principalement dans des zones (semi-)urbanisées), le risque pour les écosystèmes est rarement pertinent. Par conséquent, la présente directive ne précise pas de méthodologie générale pour la détermination des éventuels risques pour les écosystèmes. Pour les sites exceptionnels où un risque pour les écosystèmes serait pertinent, cet aspect devra être examiné de manière spécifique.

5.3.2 Les objectifs d'assainissement

Compte tenu de la nature des pollutions liées aux stations-service, les polluants déterminants vis-à-vis des objectifs d'assainissement sont:

- pour une pollution de type essence: les BTEX (sol et eau souterraine) et le MTBE (eau souterraine),
- pour la pollution de type diesel: les huiles minérales (sol et eau souterraine).

De plus, des objectifs d'assainissement seront définis pour tous les paramètres pour lesquels une nécessité d'assainissement a été établie. Le chapitre 3: substances polluantes de la présente directive fournit de plus amples explications à ce sujet.

Pour les pollutions de type diesel, le PA définira un objectif d'assainissement pour la somme des huiles minérales comme développé au chapitre 6.8. L'EAAS doit confirmer, dans chaque dossier spécifique, que cet objectif d'assainissement global (C10-C40) permette d'assurer la suppression des risques pour chaque fraction individuelle. Le contrôle et la surveillance des TA sont également basés sur ce paramètre global (somme). La méthodologie et la justification s'y rapportant se trouvent dans l'Annexe 5 et l'Annexe 6 du screening préalable (BOF-SRA) et dans le manuel S-Risk en Annexe 10. La somme des huiles minérales est basée

sur les données de toxicité des différentes fractions EC individuelles et sur la composition standard du diesel.

Les objectifs d'assainissement sont résumés dans le schéma de l'analyse de risques par paliers (BOF-TRA) (voir Annexe 3). L'objectif d'assainissement est soit purement normatif (80% valeur seuil (VS), bodemsaneringsnorm (BSN), RW, ...)), soit fondé sur la notion de menace grave. La note explicative du schéma précise comment les objectifs d'assainissement doivent être définis.

Si l'objectif d'assainissement est déterminé sur base d'une AR pour la santé humaine, il est tenu compte de la situation actuelle+ tel qu'expliqué dans la partie Description générale de la situation à évaluer (voir 5.4.1) de la directive.

Dans la mesure où la réglementation régionale le permet, il est possible de définir des objectifs d'assainissement différents par zone/par tache et par medium (sol, eaux souterraines). Le PA doit tenir compte de l'ensemble des analyses de risques et des interactions possibles.

5.4 Le Modèle Conceptuel du Site (MCS)

5.4.1 Description générale de la situation à évaluer

Les dossiers de fermeture se trouvent dans une situation où, après l'assainissement, l'utilisation actuelle du site peut changer. Souvent, après l'assainissement, une cession ou un réaménagement du terrain aura lieu.

Comme nous ne savons pas ce qui se passera durant la vie des dossiers, il faut supposer certains scénarios au stade de la première analyse de risque lors de l'EDS.

BOFAS se fixe comme objectif d'hypothéquer au minimum l'utilisation future du site après l'assainissement (par des restrictions d'usage ou des recommandations d'utilisation). Ceci dans la mesure où cet objectif peut être atteint après la réalisation d'un assainissement BATNEEC (Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs) et conforme au type d'usage du terrain. Le chapitre 6.2 fournit de plus amples informations sur le principe BATNEEC.

Pour la détermination de la menace grave, il convient de tenir compte des conditions les plus sévères parmi:

- la situation actuelle ;
- la situation potentielle réaliste à attendre: tous les usages possibles du terrain qui pourraient survenir de manière réaliste à moyen terme (< 5 ans). Dès lors, pour éviter toute confusion avec la terminologie des législations régionales, il sera fait usage de la dénomination suivante: situation actuelle+.

Dans certains cas, des voies d'exposition peuvent être directement exclues, moyennant argumentation. Voici quelques exemples de voies d'exposition pouvant être exclues dans des cas spécifiques:

- lorsque la pollution du sol se situe devant l'alignement du bâti, de sorte qu'aucune construction ne peut être présente au droit de la zone polluée, l'exposition par inhalation d'air intérieur peut être exclue,
- lorsque la pollution du sol se situe dans une zone (semi-)urbaine où en principe aucun légume n'est cultivé, l'exposition par consommation de légumes peut être exclue sauf si la situation actuelle diffère,
- lorsque la pollution du sol se situe à l'arrière d'un terrain ou à plus de 1,5 mètres de profondeur, il n'y a priori aucune possibilité de perméation au travers d'une canalisation d'eau potable ou d'atteinte aux conduites d'utilité publique,
- lorsque la pollution du sol se trouve à plus de 1 mètre de profondeur sous le domaine public, le risque d'atteinte aux conduites d'utilité publique peut être exclu,
- lorsque la pollution du sol se situe sous l'atelier/le showroom rénové d'un garage en exploitation, et bien que ces terrains se trouvent souvent en zone d'habitat, une évaluation du risque considérant une situation d'habitat ne constitue pas un scénario réaliste,
- etc.

Spécifiquement pour les dossiers situés à Bruxelles et en Flandre, BOFAS a réalisé un découpage en trois zones au niveau desquelles seules certaines voies d'exposition sont considérées comme pertinentes (voir le chapitre suivant, 5.4.2: découpage en zones).

L'EAAS doit, lors de l'élaboration des MCS, veiller à ce que les lignes directrices des législations régionales soient respectées, sans toutefois tomber dans des scénarios irréalistes.

5.4.2 Découpage en zones

Ce chapitre est uniquement d'application pour les dossiers situés à Bruxelles et en Flandre. Pour les dossiers wallons, aucune zone distincte n'est définie.

Pour un terrain en situation résidentielle ou industrielle, on distingue généralement 3 zones différentes:

- une zone bâtie / bâtissable (zone 1);
- une zone non bâtie / non bâtissable (zone 2): le cas échéant, une distinction peut être faite entre jardin 'avant' et 'arrière';
- le domaine public (zone 3).

Un aperçu des voies d'exposition pertinentes pour chacune de ces 3 zones est par ailleurs donné dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3: Aperçu des voies d'exposition pertinentes par zone

Voie d'exposition	Zone 1: Partie bâtie / bâtissable		Zone 2: Partie non-bâtie / non-bâtissable				Zone 3: Domaine public
			Jardin avant		Jardin arrière		
	Résidentiel	Industriel activité légère	Résidentiel	Industriel activité légère	Résidentiel	Industriel activité légère	Résidentiel
Inhalation d'air intérieur	X	X					
Inhalation d'air extérieur	X	X	X	X	X	X	X
Consommation d'eau	X	X	X	X			X
Inhalation lors de la douche	X		X				X
Contact cutané lors de douches/bains	X		X				X
Ingestion de particules de sol et de poussières	X	X	X	X	X	X	
Contact cutané avec des particules de sol et des poussières	X	X	X	X	X	X	
Consommation de légumes	X				X		
Consommation de viande/lait							
Consommation d'œufs							

La distinction entre partie bâtissable et partie non bâtissable doit être justifiée sur base d'observations, de plans de construction, de règlements de construction, ... Si cela n'est pas possible, tout doit alors être considéré comme bâtissable.

La figure ci-dessous montre une représentation schématique du découpage en zones pour un scénario de type résidentiel.

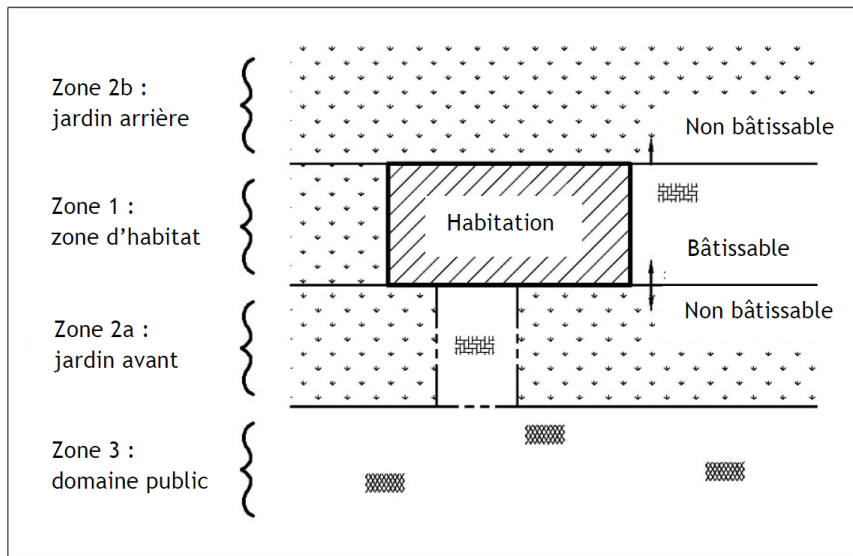


Figure 7: Aperçu d'un découpage en zones

5.4.3 Elaboration du Modèle Conceptuel du Site

Lorsqu'un site est contaminé, un récepteur peut être exposé à une source via une voie déterminée. Dans le cadre d'une évaluation des risques pour la santé humaine au droit d'un site, cela se traduit comme suit:

- source = la pollution;
- voie = les voies d'exposition,
- récepteur = l'être humain.

Le MCS indique quelles voies d'exposition sont pertinentes dans une situation donnée.

Le MCS est le point de départ pour l'élaboration de l'analyse de risques (BOF-SRA/mesures d'air du sol/S-Risk). Lors de l'élaboration du MCS, il doit être tenu compte des éléments suivants:

1. En fonction de la dispersion spatiale de la contamination, des usages du terrain et des récepteurs à prendre en compte, il peut être nécessaire d'établir plusieurs MCS.

Exemple:

l'évaluation du risque d'une pollution résiduelle sous l'habitation d'un voisin ou d'une pollution résiduelle sous un garage en exploitation au droit de la parcelle source nécessitent deux MCS différents.

2. L'élaboration du MCS dépend également de la phase dans laquelle le dossier se situe:
 - lors de l'élaboration de l'EDS, il n'est pas toujours évident de savoir quelle pollution résiduelle sera présente après l'assainissement. Dans ce cas, le découpage en zones sera limité au scénario worst-case, défini par tache.

- lors de l'élaboration du PA, il est important de savoir s'il subsistera toujours un risque suite à la pollution résiduelle après l'assainissement. Le MCS est alors spécifiquement élaboré en fonction de la zone et du récepteur.
- lors de l'élaboration de l'évaluation finale, il s'agit de vérifier la présence d'un risque pour l'usage actuel ou futur vis-à-vis des pollutions résiduelles constatées.

3. L'élaboration du MCS est également fonction des dispositions régionales.

Exemple: pour déterminer les restrictions d'usage en Wallonie, il est nécessaire de se baser sur une situation générique bien définie.

BOFAS vise à limiter autant que possible le nombre de MCS élaborés et à se limiter à des scénarios réalistes.

Dès le début de la rédaction du rapport relatif à l'analyse de risques, l'EAAS détaille de manière claire, à l'aide d'un screening, comment les MCS ont été élaborés. Cela se fait au moyen d'une description textuelle des différents processus, comprenant un schéma clair (figure ou tableau), ainsi qu'une explication quant aux motivations et arguments relatifs à la conception du MCS.

Tableau 4: Exemple de tableau de screening pour le MCS

Voie d'exposition	Récepteur	Risque possible dans la situation actuelle+ ?	Justification
Inhalation d'air intérieur	Homme	Oui	
Inhalation d'air extérieur		Oui	
Ingestion de particules de sol et de poussières		Non	Présence d'un revêtement en béton
Contact cutané avec des particules de sol et des poussières		Non	Présence d'un revêtement en béton
Perméation au travers de canalisations		Non	Aucune conduite dans la zone contaminée
Consommation de légumes/lait/viande/œufs		Non	Aucune culture ni élevage
Inhalation après dispersion via l'eau souterraine		Non	Eau souterraine non contaminée, pollution limitée à la zone non saturée

5.5 Screening préalable (BOF-SRA)

Sur base de l'expérience acquise avec les modèles de risques, parmi lesquels le modèle S-Risk, il a été opté pour la réalisation d'une évaluation rapide du risque humain inhalatoire à l'aide de valeurs de screening avant de procéder à un éventuel calcul S-Risk. Pour les dossiers BOFAS, le risque humain inhalatoire semble être, dans la pratique, le facteur le plus déterminant dans l'analyse de risques. D'autres voies d'exposition pourraient s'avérer pertinentes sur base du MCS. L'EAAS évalue si le BOF-SRA peut être appliqué.

Pour chacun des MCS les plus fréquents, BOFAS a déterminé, à l'aide de S-Risk, des valeurs opérationnelles d'assainissement (VOA) en fonction de la nature du sol (ou valeurs de screening). Ces valeurs opérationnelles d'assainissement ont été déterminées avec le logiciel "S-Risk VI/Bru" pour les dossiers en régions flamande et de Bruxelles-Capitale, et avec "S-Risk Wal" pour les dossiers en région wallonne.

Dans ces modélisations, les paramètres standards de S-Risk n'ont pas été modifiés. Les valeurs de screening peuvent dès lors être considérées, lors du processus décisionnel, comme suffisamment conservatoires et applicables opérationnellement pour bons nombres de cas rencontrés.

Ces valeurs de screening permettent de tirer des conclusions univoques et rapides quant à la présence ou l'absence d'une menace grave (vis-à-vis des risques humains inhalatoires). Si les concentrations à évaluer sont plus élevées que les valeurs de screening, une simulation S-Risk n'apportera aucune valeur ajoutée ou sera accompagnée par exemple d'importantes restrictions d'utilisation. Il s'agit d'un outil suffisamment conservatoire et worst-case pour appréhender une contamination, surtout si aucun assainissement n'a encore été effectué.

Dans un premier temps, les valeurs de screening sont utilisées dans le screening préalable BOF-SRA pour décider s'il existe une menace grave, et donc s'il y a lieu d'élaborer un PA. Elles sont également utilisées comme objectifs d'assainissement. Les valeurs de screening et les MCS associés permettent également, dans les phases ultérieures de la procédure (par exemple pendant l'exécution des TA), de prendre des décisions opérationnelles concernant une contamination résiduelle identifiée ou attendue, ou de préciser la nécessité d'études complémentaires ou de mesures supplémentaires.

Les différents MCS et les précisions quant à leur utilisation dans le cadre de la systématique du screening préalable BOF-SRA sont repris à l'Annexe 5 et l'Annexe 6.

5.6 L'exécution de mesures d'air du sol

Compte tenu du temps limité dont dispose BOFAS pour traiter un grand nombre de dossiers, des mesures d'air du sol sont effectuées pour calibrer et ajuster l'analyse des risques humains vis-à-vis d'une contamination résiduelle attendue ou constatée.

Les mesures d'air du sol sont mises en œuvre au stade du PA et de l'évaluation finale pour évaluer la menace grave inhérente à une éventuelle ou avérée pollution résiduelle. Dans des cas exceptionnels, cela se fera déjà au stade de l'EDS.

L'évaporation est un élément important de l'analyse de risques dans le cas des pollutions du sol et des eaux souterraines liées au stockage et à la distribution des hydrocarbures. Les modèles de risque les plus couramment utilisés, y compris le logiciel S-Risk, adoptent cependant une approche très sécuritaire. Compte tenu des hypothèses du modèle, un dépassement de l'indice de risque dans S-Risk ne peut donc pas être automatiquement assimilé à un risque réel d'inhalation. Si, sur base de la simulation, il apparaît qu'il y a des indices de menace grave, il sera éventuellement procédé à des mesures d'air du sol. L'annexe 5.6 (manuel pour les mesures d'air du sol) fournit de plus amples explications à ce sujet.

Comme les résultats des mesures d'air intérieur peuvent être fortement influencés par d'autres sources à l'intérieur d'un bâtiment, on procèdera d'abord à des mesures d'air du sol pour déterminer si la pollution du sol peut affecter la qualité de l'air intérieur.

Les lignes directrices générales pour l'exécution de mesures d'air du sol sont exposées à l'Annexe 9.

En plus de ces lignes directrices, BOFAS a également calculé des valeurs de screening pour les concentrations dans l'air du sol, et ce sur base de simulations standards S-Risk. Ces valeurs de screening indiquent de manière simple si une concentration mesurée dans l'air du sol est susceptible de présenter un risque d'inhalation lorsqu'on l'introduit dans le modèle S-Risk. Elles sont établies en fonction de la nature du sol, de la profondeur de la mesure d'air du sol et du type de bâtiment.

Par analogie avec les valeurs de screening pour le sol, les valeurs de screening pour l'air du sol ont été calculées avec les paramètres standards de S-Risk non-modifiés et peuvent être considérées comme suffisamment conservatoires et applicables opérationnellement pour bons nombres de cas rencontrés. Les valeurs opérationnelles d'assainissement (VOA) pour l'air du sol sont reprises à l'Annexe 8. Le modèle S-Risk présente toutefois des limites et des actions supplémentaires (affinement du facteur d'atténuation entre sol / air du sol / air intérieur, échantillonnage d'air intérieur, ...) peuvent être nécessaires s'il apparaît qu'il existe une indication de menace grave. Même si une influence sur la qualité de l'air intérieur apparaît possible sur base des mesures d'air du sol, les résultats des mesures d'air intérieur doivent être examinés de manière critique avant de conclure que la pollution du sol est effectivement la source des concentrations mesurées dans l'air intérieur.

5.7 Manuel S-Risk pour les dossiers BOFAS

Dans chacune des trois régions, le logiciel S-Risk est utilisé comme modèle d'exposition de base pour le calcul des risques humains. Les paramètres spécifiques de S-Risk diffèrent toutefois entre la région wallonne d'une part, et les régions flamande et de Bruxelles-Capitale d'autre part.

Le logiciel S-Risk est un modèle de calculs complexe dans lequel la saisie des données détermine fortement les conclusions en découlant. Afin de garantir une méthode de travail standardisée, BOFAS a développé un manuel. L'utilisation de S-Risk est ainsi détaillée dans une annexe séparée, en tenant compte des différences entre "S-Risk Vl/Bru" et "S-Risk Wal".

Les lignes directrices pour l'utilisation de S-Risk se trouvent à l'Annexe 10.

6 PROJET D'ASSAINISSEMENT (PA)

6.1 Introduction

Un PA doit être établi si l'EDS conclut à la nécessité d'assainir vis-à-vis de la pollution présente sur le site.

La nomenclature utilisée pour les différentes régions est la suivante:

- “projet d'assainissement” pour la Wallonie,
- “bodemsaneringsproject ” pour la Flandre,
- “étude d'assainissement” pour Bruxelles.

Concernant le présent document, l'appellation “projet d'assainissement”(PA) va être utilisée de manière générale pour les 3 régions.

Cette partie spécifique de la directive décrit la manière dont un PA doit être élaboré et la variante d'assainissement optimale, déterminée. La variante est définie comme étant une technique ou une combinaison de techniques d'assainissement faisables.

Lorsqu'une pollution non liée aux activités de la station-service, également appelée pollution étrangère, est présente sur le site à assainir, celle-ci peut être incluse dans le PA après accord préalable du demandeur BOFAS. De telles situations ne sont pas visées par la présente directive et doivent être examinées au cas par cas.

6.2 Application du principe BATNEEC

Selon l'Accord de Coopération, les assainissements réalisés et approuvés par BOFAS doivent respecter le principe BATNEEC, tel que prévu par la législation des différentes régions.

Le terme BATNEEC se compose de deux parties.

Il y a d'abord lieu de considérer la première partie de ce terme, le “BAT” (Best Available Technique), la Meilleure Technique Disponible. Le BAT résulte d'une évaluation de toutes les techniques d'assainissement disponibles en fonction du type de pollution et du type de sol. Durant cette analyse, seules les techniques qui sont applicables pour le site étudié sont retenues.

Toutes les techniques d'assainissement disponibles ou jugées pertinentes, avec une synthèse de leurs possibilités et limites, sont reprises dans la présente directive. Il est important d'insister sur le fait que seules les techniques adéquates pour le traitement de pollutions liées aux stations-service (diesel et/ou essence) seront décrites ci-après.

La seconde partie du terme BATNEEC est le “NEEC” (Not Entailing Excessive Costs), à savoir, n’engendrant pas de coûts excessifs. Lors d’une évaluation BATNEEC, il y a lieu de réaliser une analyse financière des techniques d’assainissement sélectionnées durant l’analyse BAT. Dans cette analyse, certains principes généralement acceptés ne nécessitent toutefois pas d’être repris. Par exemple, la démolition et reconstruction de bâtiments en bon état ne sont en aucun cas considérés comme BATNEEC (voir sous chap. 6.6 pour l’ensemble des principes généraux).

Outre les aspects financiers, d’autres éléments sont également importants dans une évaluation BATNEEC.

Compte tenu de la durée de vie limitée de BOFAS, le facteur temps et la garantie de résultats constituent des conditions préalables essentielles à prendre en compte dans l’approche BATNEEC. Dans cette perspective, des techniques d’assainissement “éprouvées” (telles que ‘l’excavation’ et le traitement off-site) répondent mieux à ces conditions préalables que d’autres techniques d’assainissement (telles que ‘l’assainissement in-situ’). Concernant l’assainissement de l’eau souterraine, l’impact de l’assainissement du sol sur la qualité de l’eau souterraine doit toujours être examiné. Plus l’assainissement du sol est poussé, plus rapide sera l’assainissement de l’eau souterraine. La plus-value apportée par un assainissement plus poussé du sol constitue pour BOFAS un principe essentiel.

Une autre condition préalable importante est de limiter les risques de dommages aux infrastructures environnantes lors de l’exécution des TA. C’est ainsi qu’une variante d’assainissement présentant un risque de dommage moindre qu’une autre variante moins coûteuse lui sera toujours préférée.

La méthode d’évaluation doit aboutir au choix d’une approche d’assainissement optimale pour la pollution qui a été mise en évidence.

Etant donné que BOFAS opte généralement pour un assainissement poussé présentant une garantie de résultats élevée, le nombre de techniques d’assainissement pertinentes, et donc également de variantes d’assainissement, à considérer est limité. En ce qui concerne l’évaluation BATNEEC, un certain nombre de règles empiriques ont été élaborées tenant compte de la large expérience acquise par BOFAS lors des dossiers antérieurs. Généralement, la variante d’assainissement optimale pourra être sélectionnée à l’aide de ces règles empiriques et/ou une motivation claire. Dans ces cas-là, il n’est donc pas opportun de réaliser une évaluation plus poussée afin de déterminer la variante optimale.

Ce chapitre présente une systématique permettant de déterminer cette variante d’assainissement optimale. En cas de déviation par rapport à cette systématique ou si plusieurs variantes d’assainissement pertinentes existent, une évaluation BATNEEC sera alors réalisée conformément à la législation régionale, par exemple par une évaluation à l’aide de l’outil Gamma pour les dossiers wallons, une évaluation BATNEEC pour les dossiers bruxellois ou une analyse multicritère pour les dossiers flamands.

L'estimation des coûts sera effectuée de préférence à l'aide du formulaire T3220_FOR_Estimation des coûts d'assainissement PA.

6.3 Proposition de Projet d'Assainissement (PPA)

Préalablement à l'élaboration du PA, l'EAAS doit établir son approche et la soumettre à BOFAS pour accord.

A cette fin, l'EAAS va étudier en profondeur les données disponibles et examiner quelles informations complémentaires sont encore nécessaires pour permettre l'élaboration du PA (e.a. localisation des conduites, réalisation de sondages géotechniques et/ou de tests pilotes, ...). Une visite de terrain est ensuite organisée avec l'EAAS et le chef de projets de BOFAS, permettant de vérifier au maximum la situation locale existante (infrastructures aériennes, caves, spécificité des fondations, points de rejet possibles, etc.). L'EAAS utilise, pour ce faire, une checklist (voir T3210_FOR_Checklist de visite de terrain PA-CDC). L'EAAS discute avec le chef de projets de BOFAS de l'approche à suivre pour l'établissement du PA et des variantes d'assainissement à envisager.

Cette approche est reprise dans la PPA, conformément à la procédure T3010_PRO_Manuel pour l'élaboration d'une proposition de projet d'assainissement (PPA).

Pour les dossiers complexes, il peut être souhaitable de discuter de cette approche avec les autorités. BOFAS prendra l'initiative à cet égard.

6.4 Points de départ du PA

Lors de l'élaboration d'un PA, les principes suivants doivent être pris en compte:

- Il s'agit d'une pollution ancienne datant d'avant le 26 mars 2006 (date pivot pour les dossiers de fermeture BOFAS, voir chap 1.1, pour lesquels une des conditions de recevabilité du dossier est la fermeture de la station-service avant cette date. Ceci implique que toutes les pollutions considérées dans la présente directive sont antérieures à la date pivot historique selon le décret sols, le 30 avril 2007).
- Le principe BATNEEC mentionné ci-dessus.
- Les mesures permettant d'éliminer davantage de pollution pour un surcoût marginal seront toujours mises en œuvre.
- Les terres propres seront au maximum réutilisées sur place.
- Tous dommages aux immeubles adjacents, aux constructions à conserver, à l'infrastructure publique doivent être évités.
- Lors des TA, il convient d'éviter autant que possible toutes nuisances pour les riverains (dus notamment aux odeurs, aux poussières et au bruit, l'emprise sur le domaine public, les déviations pour les piétons et les voitures, ...).

- Les nuisances provoquées par les TA vis-à-vis des activités commerciales présentes sur le site des anciennes stations-service, ainsi que vis-à-vis des parcelles voisines, doivent être évitées autant que possible.
- Rejets: tous les effluents doivent satisfaire aux normes de rejet imposées par la région concernée.

Les objectifs d'assainissement découlent de ce qui précède et de la législation régionale.

6.5 Faisabilité des techniques d'assainissement

Pour déterminer la variante optimale, il faut en premier lieu sélectionner une ou plusieurs techniques pertinentes. Les techniques d'assainissement sont retenues sur base de leur faisabilité technique. Il est important que les techniques d'assainissement proposées soient des techniques d'assainissement éprouvées (BAT).

Les techniques d'assainissement pertinentes pour l'assainissement d'anciennes stations-service sont brièvement décrites ci-dessous. Seules les techniques d'assainissement pour les hydrocarbures de type essence ou diesel sont mentionnées ci-après. Il est tout à fait possible que certaines techniques d'assainissement qui ne sont pas considérées BAT pour ces types de pollutions le soient pour d'autres contaminants comme par exemple, les solvants chlorés.

Dans ce contexte, une synthèse des techniques d'assainissement mises en œuvre pour 1334 dossiers exécutés dans le cadre de la mission de BOFAS entre 2004 et 2018 est reprise ci-dessous.

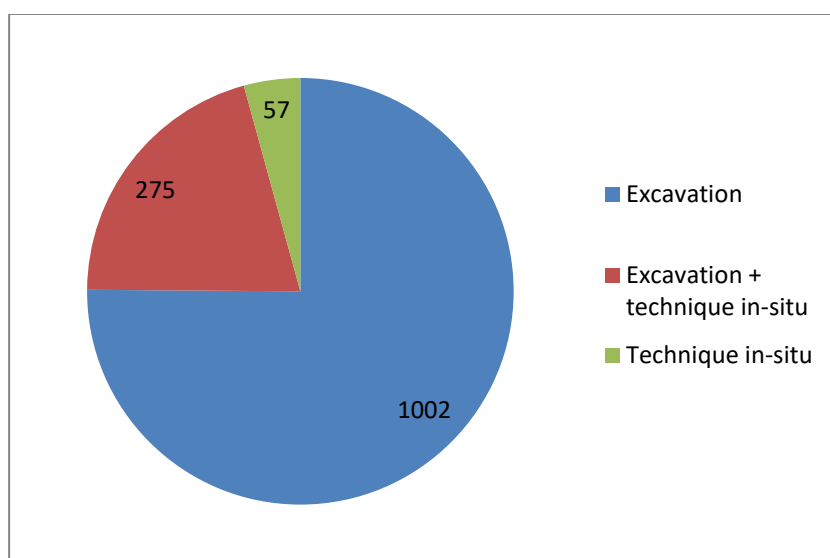


Figure 8: Techniques d'assainissement appliquées pour BOFAS entre 2004 et 2018

La répartition ci-dessus ne concerne que la variante mise en œuvre pour la pollution dans le sol. L'approche relative à l'eau souterraine polluée (le cas échéant) a toujours été réalisée au moyen d'un pompage de l'eau exécuté dans le cadre de l'assainissement du sol. Ce ne fut qu'exceptionnellement (<5%) que le pompage de l'eau souterraine s'est poursuivi plus longtemps et/ou que des puits d'extraction supplémentaires ont été installés pour permettre de traiter la plume de pollution présente dans l'eau.

Les mesures de stabilité prises dans le cadre d'une excavation ont généralement consisté en une excavation réalisée sous talus libre, par passes alternées et/ou utilisation de blindages (tranchées coffrées). Dans environ 5% des cas, une excavation tubée a été mise en œuvre. Ce n'est que très exceptionnellement (env. 1%) que d'autres mesures de stabilité ont été utilisées, comme parmi d'autres, les parois de pieux sécants, les parois de palplanches ou les parois berlinoises. Une excavation par camion aspirateur a été parfois réalisée (env. 2%) pour permettre l'excavation d'une pollution résiduelle présente au niveau des conduites d'utilité publique.

Les techniques in situ mises en œuvre pour une pollution en essence incluent presque toujours (>99%) une extraction de l'air du sol (SVE). Ce n'est que très exceptionnellement (<1%) qu'un air-sparging a été réalisé en combinaison avec la SVE. En présence d'une couche surnageante, sa récupération a été réalisée avant de procéder au rabattement de l'eau souterraine.

Les techniques d'assainissement du sol sont tout d'abord détaillées aux chapitres 6.5.1 à 6.5.3. Ensuite, les différentes techniques d'assainissement des eaux souterraines sont abordées aux chapitres 6.5.4 et 6.5.5.

L'assainissement de l'eau souterraine doit avoir lieu après la dépollution des sols. Les terres contaminées sont notamment, suite à la lixiviation, la cause de la pollution des eaux souterraines. Aussi longtemps que des terres contaminées sont présentes, la lixiviation aura lieu et l'assainissement de l'eau ne sera pas possible.

Les techniques mentionnées ci-dessous concernent donc uniquement l'assainissement des eaux considéré après l'assainissement du sol.

6.5.1 Excavation

L'excavation est la technique d'assainissement offrant le meilleur rendement pour éliminer une pollution du sol. Les terres polluées excavées sont transportées vers un centre de traitement agréé.

L'excavation des terres polluées et le remblai subséquent doivent toujours se faire dans des fouilles mises à sec. Pour ce faire, un rabattement de la nappe ou un pompage en fond de

fouille est souvent nécessaire afin que toute la pollution à excaver soit située en zone non saturée.

Un rabattement sous le niveau de la pollution n'est envisageable que si le risque de dommages aux bâtiments ou aux constructions voisins suite aux tassements est acceptable. Pour vérifier cette faisabilité, on suivra le schéma d'évaluation du rabattement des eaux souterraines conformément à la "Standaardprocedure Bodemsaneringsproject" de l'OVAM de juin 2018. Si nécessaire, un calcul de tassements et des sondages géotechniques sont effectués. Au besoin, l'état actuel des bâtiments ou des constructions situés dans la zone d'influence du rabattement des eaux souterraines devra être examiné. Dans le cas où ce calcul de tassements montre que le risque de dommages dus aux tassements calculés lors du rabattement des eaux souterraines sous le niveau de la pollution est trop élevé, des mesures de précaution et/ou conservatoires devront être envisagées (p.ex.: suivi des tassements, rabattement intermittent, barrière hydrogéologique).

En plus, un rabattement n'est envisageable que si toute la fraction mobile de la couche surnageante a été préalablement éliminée.

Les conditions et les normes de rejet doivent répondre à la législation spécifique de la région concernée.

S'il s'avère qu'il n'est pas possible de rabattre le niveau de l'eau souterraine sous le niveau de la contamination du sol, une excavation à une profondeur limitée peut quand même être appropriée, éventuellement en combinaison avec une autre technique d'assainissement.

En fonction de la profondeur de l'excavation ainsi que de la présence de bâtiments, voiries ou autres infrastructures, des mesures de stabilité devront éventuellement être prévues. La faisabilité de ces mesures est évaluée dans le PA sur base des données disponibles (notamment les profils de forage et les sondages). Un dimensionnement détaillé est établi par l'entrepreneur ou son bureau d'études avant l'exécution des travaux.

Les différentes techniques d'excavation sont divisées en 2 groupes:

- Les excavations avec mesures de stabilité standards, décrites aux chapitres 6.5.1.1 à 6.5.1.3;
- Les excavations avec mesures de stabilité particulières, décrites aux chapitres 6.5.1.4 à 6.5.1.9.

Souvent, des mesures de stabilité standards sont également appliquées en combinaison avec des mesures de stabilité particulières. Ces mesures de stabilité standards sont alors considérées comme inhérentes à une excavation avec des mesures de stabilité particulières.

6.5.1.1 Excavation sous talus libre

On considère en général qu'une excavation sous talus libre est faisable jusqu'à une profondeur de 5m-ns, pour autant que l'espace disponible le permette.

Pour des excavations contre des constructions de taille moyenne (type habitation unifamiliale) posées sur des semelles ou des dalles de fondation, il y a lieu de se référer à la norme DIN 4123 pour juger si le profil d'excavation est acceptable: une distance de sécurité de 2 mètres est respectée vis-à-vis des fondations et la pente des talus de sécurité est limitée entre 8/4 et 6/4.

Une étude plus approfondie sera réalisée dans les circonstances suivantes:

- présence d'immeubles de plusieurs niveaux à proximité de la fouille,
- couches de sol de faible portance,
- bâtiments en mauvais état,
- bâtiments dont les fondations sont en mauvais état ou présentent différents niveaux d'assises,
- risque de rupture du fond de fouille,
- excavations contre des semelles de fondation isolées.

L'étude visera, entre autres, à vérifier la portance du sol.

La faisabilité des excavations simples (sans surcharge au niveau du sol) sera garantie en utilisant les pentes reprises dans le fascicule n°96 du CNAC "Travaux à proximité et dans les tranchées" ou équivalent.

6.5.1.2 Excavations par passes alternées

Lors d'une excavation sous talus libre telle que définie au point ci-dessus, les excavations peuvent encore être poursuivies plus près des constructions en travaillant par passes alternées, et ce jusqu'à une profondeur maximale d'environ 3 mètres. Cette technique consiste à excaver sous talus raide de petites tranches d'une largeur d'un bac d'excavatrice, perpendiculairement au bâtiment. Après l'excavation d'une tranche, celle-ci est immédiatement remblayée jusqu'à l'obtention minimale d'un talus de sécurité (voir excavation sous talus libre). Ensuite, une autre tranche peut être excavée, laquelle ne jouxte cependant jamais la tranche excavée précédente.

Dans le cas de semelles de fondations continues ou de dalles en béton armé, une excavation par passes alternées jusque contre ces fondations est possible, moyennant des tranches de maximum 1,5 mètre de large. Un talus de 4/4 sera alors respecté pour des sols peu cohésifs; dans des sols très cohésifs on peut toutefois excaver en talus vertical.

En l'absence de surcharge au niveau du sol, les pentes reprises dans le fascicule n°96 du CNAC "Travaux à proximité et dans les tranchées" peuvent être augmentées de 2/4. Par ailleurs, pour des argiles (éventuellement limoneuses ou sableuses) dures, par exemple, une excavation sous une pente de 1/4 peut être réalisée.

Un remblai avec du sable ciment peut être nécessaire en cas d'excavation plus raide que 4/4 contre des fondations ou pour assurer la stabilité des tranches.

6.5.1.3 Excavation par système de blindage (tranchées coffrées)

Cette technique est couramment appliquée jusqu'à une profondeur de 4 à 5 mètres, en respectant une distance de sécurité d'environ 1,5 mètre vers les constructions (en fonction de la pression horizontale exercée par le sol sur les tranchées, de l'état du bâtiment ainsi que de la présence de gouttières, de surplombs de toiture ou d'autres obstacles). Une profondeur plus importante est envisageable dans des zones où il n'y a pas de risques de dommages pour les constructions avoisinantes, tout en portant une attention particulière aux vibrations induites, à la présence de surfaces vitrées importantes, En fonction des contraintes rencontrées, la distance de sécurité pourrait augmenter jusqu'à 2 à 3 mètres.

Pour pouvoir mettre cette technique en œuvre, il doit être faisable de dévier les éventuelles conduites souterraines. De plus, il existe d'autres facteurs pouvant avoir une influence sur la profondeur atteignable à l'aide de cette technique, à savoir:

- la résistance du sol,
- la présence de couches de sols de faible portance ou non-cohésifs en profondeur,
- la présence d'eau souterraine,
- ...

Cette technique est souvent combinée avec une excavation par passes alternées et/ou sous talus libre. Le choix quant à cet aspect ne peut être fait que par l'entrepreneur, car cela dépend fortement du matériel disponible ainsi que des conditions locales.

6.5.1.4 Excavation par camion aspirateur

Cette technique est mise en œuvre lorsque les terres contaminées ne sont pas accessibles par une excavatrice. Ceci est souvent le cas lorsque les terres contaminées sont situées entre et sous des conduites d'utilité publique qui ne peuvent pas être déviées. L'excavation par camion aspirateur est limitée à 2 ou 3 mètres de profondeur et doit tenir compte des possibilités de compactage du remblai. Au besoin, cette technique sera combinée à des mesures de stabilité supplémentaires telles que l'excavation par passes alternées, la suspension des câbles et conduites, etc.

6.5.1.5 Excavation par parois berlinoises

La faisabilité d'un soutènement à l'aide de parois berlinoises est comparable à celle d'un système de blindage. Un avantage de la technique est qu'elle permet de suspendre des câbles et conduites à l'intérieur même de la zone d'excavation. Par contre, la profondeur des parois autoportantes est limitée à environ 3,5 à 4 mètres de profondeur. Cette technique est du reste beaucoup plus cher que le recours à un blindage, et n'est donc envisagée que pour une extension de la zone d'excavation jusque sous les conduites d'utilité publique.

6.5.1.6 Excavation tubée

Cette technique est applicable lorsque la contamination présente une superficie limitée et se trouve à plus grande profondeur (> 5 à 6m-n). Une distance de sécurité d'environ 1,5 mètre doit être conservée vis-à-vis des constructions. Cette technique est applicable pour des excavations jusqu'à environ 10 mètres de profondeur (plusieurs tubes concentriques ou superposés sont utilisés).

A proximité de constructions et d'infrastructures à conserver, le remblai dans le tube doit être réalisé avec du sable ciment. Cela concerne surtout la rangée de tubes extérieurs. Les autres tubes peuvent être remblayés avec du sable bien compacté. Pour garantir un compactage correct, un chevauchement des tubes n'est généralement pas recommandé. Entre les tubes (de section circulaire), il reste une contamination résiduelle qui n'est pas excavée, en théorie un volume d'environ 10%. En concertation avec l'entrepreneur, on examinera dans quelle mesure cette pollution résiduelle peut être réduite. Ceci est d'autant plus vrai au droit du noyau de la contamination.

La faisabilité de cette technique peut notamment être limitée par:

- la zone de travail et la hauteur disponibles,
- la résistance du sol,
- la présence de couches de sols de faible portance ou non-cohésifs en profondeur,
- la présence d'eau souterraine.

La superficie sur laquelle cette technique est appliquée joue également un rôle. Plus la surface est grande, plus les risques techniques liés à la stabilité sont grands et plus la pollution résiduelle sera importante. Cette technique n'est donc applicable que sur des superficies limitées.

Une pré-excavation jusqu'à 1,5m-n est généralement BATNEEC, en particulier si une contamination est présente dans le premier 1,5m-n.

Si une pollution résiduelle est laissée en place entre les tubes, elle doit être traitée comme toute autre pollution résiduelle (voir chapitre 9.3).

6.5.1.7 Excavation par palplanches

Les palplanches sont rarement utilisées à proximité immédiate de bâtiments et/ou de constructions, vu les dégâts pouvant y être induits suite à leur utilisation. Ces dégâts sont une conséquence des tassements de plusieurs centimètres (jusqu'à 10 cm à 1 mètre de distance de la paroi), eux-mêmes causés par des vibrations et des déplacements de sol lors de la mise en place et du retrait des palplanches. La zone d'influence dans laquelle des tassements importants sont constatés s'étend jusqu'à une distance égale à 50% de la profondeur des palplanches. La faisabilité de cette technique dépend aussi notamment de la possibilité de placer des ancrages (conduites, caves, autres obstacles souterrains). Ce n'est que dans le cas où des dommages aux bâtiments peuvent être exclus que cette technique peut être considérée.

6.5.1.8 Excavation par pieux sécants/pieux tangents

Une paroi de pieux ou grouting est une technique plutôt utilisée pour assurer la stabilité de bâtiments ou de colonnes portantes. Ces pieux restent dans le sol après les travaux d'excavation et forment un écran étanche rendant inaccessible le sol situé de l'autre côté de la paroi. Il faut donc tenir compte des éventuelles limitations que cette paroi peut induire si une phase ultérieure in-situ est envisagée. Cette technique est sûre d'un point de vue stabilité. A proximité de bâtiments, une paroi de pieux sécants sera toujours préférée à une paroi de palplanches.

6.5.1.9 Reprise en sous-œuvre

Pour des pollutions situées sous un bâtiment ou à proximité des fondations d'un bâtiment, il peut être possible de poursuivre l'excavation par une « reprise en sous-œuvre ». L'excavation du sol pollué est réalisée au fur et à mesure que l'on renforce les fondations du bâtiment. L'utilisation de cette technique dépend du type et de la profondeur des fondations ainsi que de la profondeur à laquelle la pollution est présente. La profondeur jusqu'à laquelle cette méthode peut être appliquée est limitée et doit être évaluée au cas par cas. Cette technique est tellement exceptionnelle qu'elle ne sera pas considérée davantage dans la présente directive.

6.5.2 In situ (IS)

6.5.2.1 Extraction d'air du sol (venting et bioventing)

La technique d'assainissement in situ des sols la plus pertinente pouvant être envisagée au droit d'une station-service est l'extraction de l'air du sol (SVE Soil Vapour Extraction). En extrayant l'air du sol, 2 phénomènes se produisent: le venting et le bioventing.

Venting

Les substances polluantes sont enlevées du sol par volatilisation. A cette fin, une SVE à haut débit est réalisée dans la zone non saturée. Les composés volatils de la pollution passent en phase gazeuse et sont ensuite éliminés avec l'air extrait du sol via des filtres d'extraction.

Le venting est très efficace pour les pollutions de type essence, grâce à la volatilité élevée de ces composants.

En raison de la faible volatilité du diesel, celui-ci ne se prête pas à un traitement par venting. Seule une faible partie de la pollution en diesel, en particulier, les hydrocarbures les plus légers (longueur de chaîne max. C14-C15) peut être traitée par venting.

Bioventing

Cette technique vise à stimuler la biodégradation de la pollution dans la zone non saturée du sol. A cet effet, l'air du sol est extrait à faible débit afin d'obtenir une circulation d'oxygène au travers de la zone contaminée. Une atmosphère riche en oxygène est nécessaire pour permettre la biodégradation des polluants. La biodégradation n'est pas seulement fonction de l'apport en oxygène, mais nécessite aussi la présence de nutriments (p.ex. nitrates) et un taux d'humidité suffisamment élevé, un pH correct,

Dans les centres de traitement des sols, la biodégradation donne de bons résultats grâce à un dosage correct des nutriments et au contrôle du taux d'humidité. En fonctionnement in situ, une bonne biodégradation est assez exceptionnelle, en raison d'un manque de nutriments et d'un taux d'humidité trop faible ou trop élevé. Ces éléments sont difficiles à doser dans une situation in situ.

Synthèse

Pour les pollutions principalement liées à l'exploitation de stations-service et à condition que le sol soit propice à la SVE, il peut être conclu que:

- Pour des pollutions en essence:
Le venting est efficace de par la présence de composés volatils. Dans la plupart des cas, la valeur opérationnelle d'assainissement peut être atteinte.
- Pour les pollutions en diesel:
Le venting n'est pas efficace pour les hydrocarbures dont la longueur de chaîne est supérieure à C14-C15. La faisabilité est limitée pour les fractions jusqu'à C12-C13. L'efficacité du bioventing ne peut être estimée à l'avance. Les tests d'arrêt, visant à quantifier la production de CO₂ (et/ou la consommation en O₂) induite par la biodégradation, peuvent montrer si la biodégradation est efficace. Dans les cas où aucune biodégradation n'a lieu, la poursuite de la SVE n'a aucun sens et les concentrations restant présentes dans le sol peuvent alors être considérées comme pollution résiduelle.
Concrètement, cela signifie que la SVE doit être arrêtée lorsqu'il n'y a plus d'hydrocarbures en concentrations significatives dans l'air du sol extrait et lorsqu'un test d'arrêt du CO₂ montre l'absence d'une biodégradation significative.

Dans les cas où la pollution en diesel génère un risque, la technique peut quand même être pertinente.

La faisabilité de la SVE (de type venting ou bioventing) dépend de la nature du sol et de son degré d'hétérogénéité. Une SVE est bien réalisable dans les sols sableux mais pas dans les sols argileux.

La SVE n'est possible que dans la zone non saturée. Si le sol pollué se situe également sous le niveau statique de l'eau souterraine, un rabattement du niveau de l'eau souterraine est nécessaire. Pour ce faire, la faisabilité d'un rabattement doit être évaluée, tant du point de vue de la perméabilité de l'aquifère que du point de vue des caractéristiques mécaniques du sol (problèmes de tassement).

Afin d'estimer la faisabilité d'une SVE, un screening préalable est effectué sur la base d'une check-list (voir T3230_FOR_checkliste faisabilité pour SVE), éventuellement suivi de la réalisation d'essais pilotes.

Screening préalable

Le screening préalable permet de déterminer, sur la base des descriptions de forage, de la distribution granulométrique et de la situation géologique rencontrée, si une SVE est certainement faisable, partiellement faisable, absolument impossible ou se situe dans une zone d'incertitude de faisabilité.

Si l'extraction de l'air du sol est "absolument impossible", cette technique est considérée comme non pertinente et ne sera pas retenue dans le PA. Si l'extraction de l'air du sol est "certainement faisable", elle sera considérée comme une technique pertinente.

Il est également important dans cette évaluation de faire la distinction entre les différents types de pollution. Ainsi, la technique peut être faisable pour une partie de la pollution, mais pas pour d'autres. Dans ce cas, l'EAAS peut utiliser une checklist séparée pour les parties pertinentes de la pollution. Si une partie importante de la pollution peut être éliminée par l'extraction de l'air du sol, mais si l'on s'attend à ce qu'une pollution résiduelle reste supérieure aux valeurs opérationnelles d'assainissement (VOA), on parlera alors de "partiellement faisable". Dans ce cas également, la technique peut être BATNEEC.

Essais pilotes

Si, sur la base du screening préalable, il apparaît qu'il existe une incertitude quant à la faisabilité, des essais de faisabilité ou des essais d'extraction de l'air du sol (essais pilotes) peuvent être réalisés pour confirmer la faisabilité. Afin d'obtenir des résultats fiables, il faut installer des filtres d'extraction de l'air du sol, un système de pompage pour l'extraction de l'air et un système de traitement de l'air extrait. Dans la plupart des cas, un rabattement des eaux souterraines doit également être mis en œuvre au moyen de puits de pompage et une installation de traitement des eaux souterraines doit être installée. Ces essais demandent beaucoup de temps et de ressources: une période de 6 à 8 mois doit être prise

en compte depuis la préparation jusqu'à l'interprétation des résultats (en fonction des différents permis tels que permis de rejet, autorisation de forage, ...).

Ces essais sont de préférence combinés avec les travaux d'excavation durant la réalisation de l'assainissement. La plupart des installations nécessaires pour l'essai (notamment les installations de rabattement de la nappe et traitement des eaux pompées) sont déjà présentes durant cette phase d'excavation. Ceci permet une réalisation plus efficace de l'essai et une mise en œuvre rapide de l'assainissement consécutif.

Ce n'est que dans des cas très spécifiques, sans phase préalable d'excavation, que des essais de faisabilité sont réalisés pendant la phase PA.

6.5.2.2 Extraction multiphase (High Vacuum Extraction)

Le système d'extraction multiphase comprend l'extraction biphasique ou triphasique. A l'aide d'une pompe à vide poussé, un mélange est extrait au niveau des puits d'extraction crépinés à la profondeur de la zone d'étalement de la pollution ("smeerzone"). Pour une extraction biphasique, il s'agit d'un mélange air et eau. Pour une extraction triphasique, il s'agit d'un mélange air, eau et produit pur.

Cette technique est utilisée pour l'assainissement des zones d'étalement ("smeerzone") dans les horizons à faible perméabilité (limon sableux et limon) où le rabattement du niveau de la nappe par pompage classique n'est pas possible. La technique n'est pas applicable pour les horizons argileux ou limono-argileux du fait d'une trop faible perméabilité.

L'extraction biphasique permet d'extraire l'air du sol au niveau des zones de battement, c'est-à-dire dans des conditions (semi-)saturées. Par conséquent, les débits d'air extraits sont beaucoup plus faibles qu'avec une extraction classique de l'air du sol. Cette technique est donc moins efficace, mais elle est envisageable pour des pollutions essence au droit de sites de faible perméabilité, où un rabattement suffisant de la nappe ne peut être obtenu.

L'extraction biphasique ne convient pas pour les pollutions diesel en raison de l'inefficacité du venting et bioventing pour les pollutions en diesel et des faibles débits de SVE lors d'une extraction biphasique.

En présence d'une couche surnageante, une extraction triphasique est requise tant pour l'essence que pour le diesel.

La faisabilité d'une extraction multiphase est estimée à l'aide de la même checklist que celle pour la SVE (voir T3230_FOR_checkliste faisabilité pour SVE).

6.5.2.3 Injection d'air (airsparging)

L'airsparging est une technique par laquelle de l'air est injecté sous le niveau des eaux souterraines. Cette injection d'air crée un effet de stripping des composés volatils présents dans le sol. Les composés volatils sont alors récupérés par un système de venting dans la zone non saturée. Cette technique n'est donc applicable qu'aux pollutions en essence. De plus, l'eau souterraine doit être suffisamment profonde pour qu'un venting soit possible.

Les débits auxquels l'air peut être injecté sont fortement inférieurs aux débits auxquels l'air peut être extrait. L'efficacité de l'injection d'air comprimé est donc bien plus faible que celle des techniques de venting.

L'airsparging nécessite une structure de sol homogène pour obtenir un flux d'air uniforme dans la zone polluée et éviter des courants d'air incontrôlables.

La récupération de l'air injecté ne peut pas toujours être entièrement contrôlée de sorte qu'une émanation d'air pollué par des fractions volatiles peut se produire à de grandes distances des points d'injection. Ceci rend cette technique moins adaptée en zone bâtie.

Compte tenu de ces contraintes, l'airsparging ne peut être appliqué avec suffisamment de chance de succès que dans des circonstances très spécifiques : pollution par l'essence sous le niveau suffisamment profond de la nappe dans des sols homogènes, bien perméables dans une zone non bâtie. Si l'eau souterraine peut être suffisamment rabattue sans problème, l'extraction de l'air du sol avec rabattement de l'eau souterraine sera toujours préférée à l'injection d'air comprimé.

La faisabilité de l'airsparging est estimée à l'aide de la même checklist que celle pour la SVE (voir T3230_FOR_checklist faisabilité pour SVE).

6.5.2.4 Récupération in situ de couche surnageante

La récupération de la couche surnageante peut se faire à l'aide de drains horizontaux ou de puits d'extraction verticaux. Par un rabattement limité des eaux souterraines, un certain gradient d'écoulement est créé pour la fraction mobile de la couche surnageante vers les puits d'extraction. Un mélange d'eau souterraine et de produit pur est alors pompé à un faible débit. Lorsque la couche surnageante et les eaux souterraines sont situées à plus de 6 à 7 mètres de profondeur, des systèmes de pompage spécifiques sont nécessaires pour récupérer la couche surnageante. Pour les terrains présentant une faible perméabilité, la récupération de la couche surnageante se fait par extraction multiphase.

En raison de la capacité de rétention du sol, il est impossible de récupérer la totalité de la couche surnageante par pompage. Seule la phase mobile peut être récupérée. En fonction

de la capacité de rétention du sol et de la viscosité du produit, une certaine partie du produit est immobile et donc non récupérable.

La récupération du produit est arrêtée dès que le flux de produit vers les puits d'extraction devient négligeable. La seule technique qui permet une récupération complète de couches surnageantes en diesel est l'excavation. Si la couche surnageante comprend de l'essence (ou est composée partiellement d'essence), une SVE peut éventuellement suivre après la récupération de produit pur.

Des essais de faisabilité ou de récupération peuvent être réalisés dans les piézomètres qui ont été placés pendant les phases d'étude. Le dimensionnement du système de récupération dépend de la nature du sol et de la situation hydrogéologique du site. Ce dimensionnement est élaboré dans le PA. Durant les TA, la récupération est suivie et, au besoin, des adaptations sont apportées.

6.5.3 Techniques d'assainissement du sol non BATNEEC

Pour les dossiers entrant dans le champ d'application de la directive BOFAS (>80% des dossiers de fermeture), quelques techniques d'assainissement ne sont pas considérées comme suffisamment fiables, ne sont pas applicables eu égard à la durée d'assainissement par rapport à la durée d'agrément de BOFAS ou sont trop coûteuses pour être préconisées dans un PA. L'EAAS peut les écarter sans analyse BATNEEC détaillée. Cela ne signifie pas que ces techniques ne peuvent pas être pertinentes pour d'autres dossiers.

Ces techniques peuvent être cataloguées dans deux grands groupes:

6.5.3.1 Techniques d'injection de nutriments, de produits réactifs ou oxydants

Il s'agit d'un apport, dans les terres polluées, de produits qui favorisent la biodégradation naturelle, la décomposition chimique ou l'oxydation des polluants. Cet apport se fait par injection de solutions de ces produits ou par apport en phase solide qui se dissout dans l'eau souterraine. Toutes ces techniques sont au stade expérimental et n'ont pas encore prouvé leur efficacité en conditions naturelles, à l'échelle des terrains pollués.

Les raisons pour lesquelles ces techniques ne semblent pas applicables à plus grande échelle sont:

- Les produits utilisés ont plutôt tendance à réagir avec la matrice du sol au lieu de se disperser dans le sol et d'être disponibles pour la dépollution. Les nutriments, oxydants ou autres réactifs, vont précipiter ou réagir avec les minéraux et les composants chimiques présents dans le sol (matière organique (MO), fer (Fe), calcium (Ca), magnésium (Mg), ...) et sont en général rapidement 'neutralisés' et rendus inefficaces.

- L'injection de solutions nécessite une perméabilité suffisante du sol afin de permettre une dispersion des produits injectés. La perméabilité minimale nécessaire pour permettre l'injection de débits conséquents est plus élevée que la perméabilité nécessaire pour réaliser une SVE ou un rabattement de la nappe. Comme l'assainissement par SVE est une technique éprouvée, celle-ci aura toujours priorité sur les techniques expérimentales d'injection.

6.5.3.2 Technique d'échauffement des terres in situ pour augmenter la volatilité des polluants

Le sol est réchauffé par injection de vapeur, par injection d'air réchauffé ou par système électrothermique afin de causer une désorption thermique des polluants. Dû à la capacité thermique élevée du sol, l'apport d'énergie nécessaire pour ces méthodes est tellement important que ces techniques ne sont pas considérées comme BATNEEC.

6.5.4 Assainissement des eaux souterraines par Pump and Treat (P&T)

Le principe du P&T est de pomper l'eau souterraine contaminée à l'aide de puits de pompage ou de drains horizontaux. L'eau pompée est traitée via une installation d'épuration des eaux avant rejet. Les conditions et normes de rejet doivent répondre à la législation spécifique à la région concernée.

Cette technique est la plus efficace pour l'assainissement actif de l'eau souterraine à condition que la perméabilité de l'horizon pollué permette d'assurer un débit de pompage suffisant.

En général, le P&T est efficace dans des terrains sableux, des sables fins et des limons sableux. Dans des terrains limoneux et argileux, la perméabilité est trop faible pour utiliser cette technique. Par contre, dans des conditions de faible perméabilité, la dispersion des contaminants est quasi inexistante.

Pour déterminer la faisabilité, il est fait référence pour la Wallonie à l'Annexe 13: Faisabilité de l'assainissement actif des eaux souterraines. Les principes énoncés en matière de faisabilité peuvent s'appliquer également aux autres régions.

6.5.5 Techniques d'assainissement de l'eau souterraine non BAT

Les techniques d'injection de nutriments, de produits réactifs ou d'oxydants ne sont pas considérées comme BAT.

Il existe différents produits qui peuvent être amenés ou injectés dans l'eau souterraine afin de stimuler la biodégradation ou de dégrader les contaminants.

Ces produits sont soit amenés en solution et injectés dans l'eau, soit amenés en phase solide dans des puits où ils peuvent se dissoudre et se disperser dans l'eau souterraine.

Ces techniques nécessitent en première approche une perméabilité du sol suffisante afin que les produits injectés puissent se disperser dans l'eau souterraine. Elles ne sont donc envisageables que pour des terrains sableux sans fraction limoneuse. Pour de tels terrains, un traitement par P&T est beaucoup plus efficace et rapide que les techniques visant à injecter des réactifs.

De plus, les produits injectés ou amenés dans l'eau souterraine peuvent préférentiellement réagir avec d'autres composés chimiques présents dans le sol, et ne pas être disponibles pour les substances polluantes (effet de matrice).

6.6 Stratégie d'assainissement

La variante d'assainissement optimale est déterminée en tenant compte de plusieurs aspects spécifiques au site, tels que:

- La dispersion tant horizontale que verticale de la pollution;
- La nature (diesel et/ou essence) de la pollution;
- La géologie;
- La présence de bâtiments et constructions, ainsi que leur état;
- La présence de chaussées, trottoirs, ...;
- La présence de conduites souterraines (gaz, eau, électricité, etc.) et d'égouts;
- La perméabilité du sol et le type de pollution;
- Les risques de tassement induits par un rabattement de l'eau souterraine;
- Le débit d'eau qui peut être rejeté;
-

BOFAS opte pour la variante d'assainissement la plus poussée, dont les techniques ont fait leurs preuves et sont considérées comme réalisables sur le site en question.

Une excavation de la pollution est souvent plus rapide, moins coûteuse et offre une meilleure garantie de résultats qu'un assainissement in situ. En général, un assainissement par excavation sera préféré à un assainissement in situ.

Une technique in situ ne sera considérée comme BATNEEC que si elle représente la seule approche permettant de traiter les risques générés par la pollution observée. Pour Bruxelles, pour autant qu'il n'y ait aucun risque, il y a également lieu, pour les techniques BAT, de joindre une motivation succincte pour démontrer leur caractère non NEEC.

Tenant compte des considérations ci-dessus, une stratégie d'assainissement a été élaborée, comme repris dans le schéma décisionnel de l'Annexe 11. Cette stratégie d'assainissement conduit à une variante optimale qui peut généralement être considérée comme BATNEEC. Il ne sera dérogé à ce principe que dans des circonstances bien spécifiques. Comme indiqué précédemment, en cas d'écart par rapport à cette systématique, une évaluation BATNEEC sera réalisée conformément à la législation régionale.

Certaines mesures doivent parfois être prises en vue de rendre la pollution accessible pour l'excavation.

D'expérience, les mesures suivantes, pour autant que nécessaires dans le cadre de l'assainissement, sont BATNEEC:

- Sur les terrains privés, les revêtements existants, parkings, allées et jardins sont enlevés si cela s'avère nécessaire pour l'assainissement. Une remise en état fonctionnelle est prévue;
- Les conduites souterraines privées comme l'eau, le gaz, le téléphone, l'électricité et les égouts sont déviées et remplacées après les travaux;
- Les constructions hors sol de petite ampleur comme les murs, les clôtures et les haies sont enlevés. Une remise en état fonctionnelle est prévue;
- Les constructions souterraines comme les citernes de mazout de chauffage et les fosses septiques sont enlevées et remises en place;
- En présence de bâtiments, maisons ou autres constructions non utilisés et pour lesquels un projet de démolition et reconstruction existe: la possibilité de combiner les travaux d'excavation des terres polluées avec le projet de réaménagement est évaluée.

Les mesures suivantes ne sont généralement pas BATNEEC:

- Les déviations et démolitions de chaussées publiques et leur remise en état. A noter que: les nuisances liées à la démolition d'une chaussée publique sont souvent importantes. Le consentement du propriétaire est rarement obtenu et/ou nécessite une longue procédure. Une pollution, sous la chaussée, présentant un risque majeur, peut souvent être traitée par in situ. Si un assainissement in situ sous la chaussée n'est pas possible, par exemple en raison d'une faible perméabilité, il est souvent constaté que l'ampleur de la pollution est limitée et/ou ne présentera aucun risque significatif;
- En présence de bâtiments en bon état, maisons ou autres constructions utilisés, la démolition et la reconstruction.

Pour les excavations sous des parties du domaine public comme les trottoirs, les pistes cyclables et/ou les bandes de stationnement, les aspects suivants sont à analyser:

- Dans le cadre du démantèlement du revêtement, les nuisances pour la circulation de transit et les possibilités de déviation pour les piétons et les cyclistes doivent être étudiées. Fréquemment, sous ce revêtement se trouvent des conduites souterraines d'utilité publique telles que l'eau, le gaz, l'électricité et/ou la fibre optique;

- Sous réserve d'obtention des autorisations nécessaires auprès de la police et d'autres autorités publiques, il y aura lieu d'évaluer si le démantèlement et la remise en état du revêtement est BATNEEC;
- En présence de conduites d'utilité publique telles que l'eau, le gaz, l'électricité, ..., il y aura lieu d'évaluer la possibilité de leur déviation ou de suspension en combinaison avec l'installation de parois berlinoises ou d'une excavation à l'aide d'un camion aspirateur. Ces mesures complémentaires devront, si nécessaire, être intégrées dans l'évaluation BATNEEC susmentionnée;
- Dans la suite de la directive, il y a lieu de considérer une excavation au droit d'un trottoir comme une excavation avec des mesures de stabilité particulières.

Lors d'une évaluation BATNEEC, la règle empirique suivante est à considérer:

Les coûts supplémentaires pour accéder à la pollution ne peuvent pas dépasser les coûts d'assainissement de la quantité supplémentaire de sol pollué. On entend par coûts supplémentaires : les frais de déviation des conduites d'utilité publique, de démolition et de traitement du revêtement, de réparation, Les coûts d'assainissement d'une quantité supplémentaire de sol pollué comprennent les frais d'excavation, de traitement, de remblai, de compactage et de suivi environnemental.

Moyennant justification, il est possible de déroger à cette règle empirique.

Exemple: Sur base de la règle empirique, les coûts supplémentaires pour le démantèlement du trottoir et la déviation des conduites d'utilité publique sont jugés trop élevés. Cependant, la charge polluante sous ce trottoir est très élevée et compromettrait la faisabilité d'un assainissement in situ. Dans ce cas, une excavation supplémentaire sous le trottoir peut s'avérer nécessaire.

Les chapitres 6.6.1 à 6.6.5 traitent des stratégies d'assainissement du sol. Le chapitre 0 aborde quant à lui la stratégie d'assainissement des eaux souterraines.

6.6.1 Stratégie 1: Excavation avec mesures de stabilité standards

Si l'excavation à l'aide de mesures de stabilité standards permet d'atteindre les objectifs d'assainissement pour l'ensemble de la pollution, alors cette stratégie sera considérée comme variante optimale.

Lorsque l'excavation à l'aide de mesures de stabilité standards est la seule technique faisable, alors cette stratégie sera d'office mise en œuvre.

Une excavation sous talus libre est toujours BATNEEC par rapport à une excavation par passes alternées et/ou avec blindage. Une excavation par passes alternées en combinaison avec

une excavation sous talus libre est toujours BATNEEC au cas où une excavation avec blindage peut être évitée. Si un blindage est nécessaire, l'utilisation optimale des différentes techniques d'excavation standards sera déterminée en concertation avec l'entrepreneur. L'EAAS reprend dans son PA la technique de soutènement la plus probable.

6.6.2 Stratégie 2: Excavation avec mesures de stabilité particulières

Si la pollution atteint une profondeur importante et/ou se trouve sous des trottoirs, pistes cyclables ou bandes de stationnement et ne peut être excavée avec des mesures de stabilité standards, alors, des mesures de stabilité particulières doivent être envisagées. Si ces mesures particulières permettent d'excaver la totalité de la contamination jusqu'aux objectifs d'assainissement, alors cette stratégie sera préférée par rapport à une technique in situ.

Cette stratégie d'assainissement sera également considérée si l'assainissement d'une pollution résiduelle à l'aide de techniques in situ n'est pas faisable.

Pour l'excavation au droit d'un trottoir, d'une piste cyclable et/ou d'une bande de stationnement, les techniques suivantes, pour autant que faisables, peuvent être comparées les unes aux autres:

- excavation avec des mesures de stabilité standards après déviation des conduites (si présentes);
- excavation par camion aspirateur;
- excavation à l'aide d'une paroi berlinoise.

Pour une excavation à une profondeur non atteignable avec des mesures de stabilité standards, les principes suivants s'appliquent dans le cas où la mesure de stabilité considérée est faisable:

- L'excavation tubée est considérée comme la technique BATNEEC pour une excavation dont la surface de la zone d'excavation profonde n'excède pas 25m².
- Lorsque la surface d'excavation profonde est supérieure à 25m², une évaluation BATNEEC des différentes mesures de stabilité s'impose. Cette évaluation doit également considérer les risques de stabilité et la présence de pollution résiduelle lors d'une excavation tubée.
- Lorsqu'il n'y a pas de risque de dommages associés aux vibrations, la mise en place de palplanches est BATNEEC en comparaison à une paroi de pieux sécants
- Une combinaison associant excavations tubées, parois de pieux et/ou palplanches doit être évitée.

6.6.3 Stratégie 3: In situ

Si une excavation n'est pas faisable et qu'une technique in situ est faisable ou partiellement faisable, la variante optimale sera la technique in situ. Pour la technique in situ considérée, il y a lieu de se référer au schéma décisionnel figurant à l'Annexe 12.

En ce qui concerne les techniques in situ, on peut dire qu'un venting/bioventing d'une pollution diesel n'est généralement pas BATNEEC. Toutefois, si cette pollution ne peut être excavée et qu'il est établi sur la base de mesures qu'il existe un risque lié à cette pollution diesel, cette technique pourra également être envisagée. Dans ce cas particulier, cette technique présente des probabilités d'éliminer le risque. Bien entendu, dans ce cas, les paramètres spécifiques du sol et du site doivent permettre un venting/bioventing. Les chances de succès restent cependant limitées.

6.6.4 Stratégie 4: Excavation avec mesures de stabilité standards et in situ

Si après une excavation maximale, une pollution résiduelle reste présente, la faisabilité d'un assainissement in situ de la pollution résiduelle sera évaluée. Si tel est le cas, on examinera également si l'ampleur de l'excavation peut être quelque peu limitée et celle de l'in situ étendue (voir règle de base sous stratégie 5).

6.6.5 Stratégie 5: Excavation avec mesures de stabilité particulières et in situ

Il s'agit de la même situation que reprise ci-dessus lorsque la mise en œuvre d'une ou plusieurs mesures de stabilités particulières reste BATNEEC par rapport à l'utilisation de techniques IS. Si après une excavation maximale, une pollution résiduelle reste présente, la faisabilité d'un assainissement in situ de la pollution résiduelle sera évaluée.

En cas de faisabilité, on examinera également si l'ampleur de l'excavation peut être quelque peu limitée et celle de l'in situ étendue. Exceptionnellement, cela pourrait également être appliqué pour la stratégie 4 (avec mesures de stabilité standards). Comme règle de base, il y a lieu de garder à l'esprit que la durée de l'assainissement ne peut être prolongée, les frais d'assainissement doivent être réduits et la certitude d'atteindre les objectifs d'assainissement augmentée. Cette approche prévaut principalement en présence de concentrations relativement faibles en profondeur ou au droit des trottoirs, pistes cyclables et bandes stationnement dans des sols perméables.

6.6.6 Stratégie d'assainissement pour l'eau souterraine

Si après assainissement du sol, l'EAAS s'attend à ce qu'il y ait toujours un risque de dispersion via les eaux souterraines et qu'un P&T est faisable, alors, il prévoira un P&T dans la foulée de l'assainissement du sol.

6.7 Développement de la variante optimale

La variante optimale découlant de la stratégie d'assainissement sera développée conformément aux dispositions régionales tout en respectant les dispositions de la présente directive. Il est, plus particulièrement, fait référence aux chapitres 7 et 8: travaux d'assainissement et monitoring.

Le site assaini au droit de l'ancienne station-service est rendu dans un état sûr et fonctionnel. Ceci en tenant compte des activités actuelles du site. La remise en état des parcelles voisines doit tendre vers leur état d'origine ou équivalent.

Il est préférable de réemployer les matériaux réutilisables autant que possible à même le site. Cela vaut en particulier pour les terres libérées dans le cadre des TA, qui peuvent être réutilisées sur la parcelle conformément à la réglementation régionale sur les sols.

Les revêtements et les autres éléments associés à l'exploitation de l'ancienne station-service ne seront réparés que s'ils ont encore un rôle fonctionnel actuel sur le site.

L'EAAS décrit les mesures de prévention à prendre. A cette fin, il peut être fait référence aux procédures suivantes:

- T4410_plan HSE général
- T5130_CBP_monitoring air et moyens protections individuelles
- T5200_PRO_nettoyage et évacuation des citernes
- T5220_PRO_appareils de détection mobiles de gaz

Pour les classes T&F demandées en Flandre, il est considéré que, compte-tenu de la nature de la pollution rencontrée au droit des anciennes stations-service et des procédures de BOFAS, les classes 3T et 1F, suivant le CROW publication 132, sont toujours d'application.

Pour les mesures de préventions correspondantes, il est fait référence aux procédures BOFAS. Celles-ci comprennent des mesures applicables en vertu de la législation belge.

Concernant les plans de zonage en Flandre, les anciennes stations-service n'étant plus en activité, aucun plan de zonage n'est d'application. Il se peut que d'autres activités nécessitant un plan de zonage soient en cours sur le site. Cette information est demandée sur site à l'exploitant lors de la visite PPA et est intégrée au PA.

BOFAS s'efforce de commencer les TA le plus tôt possible après approbation du PA. Il n'est dérogé à ce principe que pour des raisons bien précises; par exemple:

- Attendre que le niveau de l'eau souterraine soit suffisamment bas de sorte à limiter le débit de pompage et/ou de rejet pour l'exécution des excavations.
- Combiner les TA avec des travaux concernant d'autres infrastructures tels que la démolition de bâtiments, la pose de conduites d'utilité publique,

Après les TA, les puits d'extraction et les piézomètres présentant un risque seront comblés.

6.8 Objectifs d'assainissement

6.8.1 Principes généraux

L'objectif d'assainissement en Région de Bruxelles-Capitale est normatif et fixé par l'arrêté stations-service (AGRBC 21/01/1999), à savoir: les valeurs seuils (VS) pour le sol et les valeurs de référence (VR) pour les eaux souterraines.

En Flandre et en Wallonie, l'objectif d'assainissement consiste en premier lieu à éliminer la menace grave générée par la pollution (dans le cas de pollutions historiques, au sens décrétable). Dans le cas où, moyennant des coûts supplémentaires marginaux, il est possible d'éliminer davantage de pollution, cela sera toujours fait. BOFAS s'efforcera alors:

- en Wallonie: de mettre en œuvre les meilleures techniques disponibles (en terme d'indicateurs environnementaux, économiques et sociaux) et en prenant en considération les caractéristiques du terrain;
- en Flandre: de tendre vers la norme d'assainissement (BSN) pour un sol standard à 2% de MO.

S'il apparaît qu'il n'est pas BATNEEC d'éliminer tous les risques, des restrictions d'usage ou d'utilisation seront renseignées suite aux contaminations résiduelles.

6.8.2 Valeurs opérationnelles d'assainissement (VOA) dans le cadre des objectifs d'assainissement

Pour vérifier si une pollution présente un risque, une Valeur Opérationnelle d'Assainissement (VOA) peut être déterminée pour chaque polluant et pour différentes zones (zone bâtie, zone non bâtie, domaine public, ...). L'objectif de l'assainissement en Flandre et en Wallonie est en premier lieu de réduire les concentrations sous les VOA pour les différentes zones.

Une explication quant aux principes de détermination des VOA dans le cadre des objectifs d'assainissement est fournie dans les documents suivants:

- Chapitre 5 de la directive: analyse de risques
- Annexe 3 et Annexe 4: schéma BOF-TRA Wal et explications

- Chapitre 5.4 ainsi que l'Annexe 5 et l'Annexe 6: modèle conceptuel du site ainsi que schéma BOF-SRA Wal et explications BOF-SRA
- Annexe 10: manuel S-Risk

Compte tenu de la nature des pollutions propres aux stations-service, les substances suivantes sont déterminantes vis-à-vis d'une AR, et donc aussi vis-à-vis des VOA:

- Pour une pollution essence: les BTEX (sol et eau souterraine) et le MTBE (eau souterraine);
- Pour une pollution diesel: les huiles minérales (sol et eau souterraine).

Comme repris dans les annexes 4 et 6, l'EAAS veille à ce que la simulation BOF-SRA choisie soit suffisamment conservatoire : la situation en place doit correspondre au MCS choisi et le taux en matière organique du MCS choisi doit être suffisamment sécuritaire vis-à-vis des valeurs analysées sur le terrain pour les différents horizons rencontrés. Ainsi l'EAAS doit confirmer dans le cadre du PA que les VOA déterminées à l'aide du BOF-TRA et du BOF-SRA sont plus contraignantes que les valeurs calculées par une modélisation S-Risk plus spécifique (considérant uniquement la voie inhalatoire) et que les VOA choisies comme objectifs d'assainissement permettent de supprimer toute menace grave après assainissement.

Pour les pollutions de type diesel, l'AR pour les huiles minérales est basée sur les données de toxicité des fractions EC individuelles réparties en aromatiques et en aliphatiques. Pour des raisons pratiques, la VOA pour les huiles minérales sera définie pour les huiles minérales EC10-40. Pour le calcul de cette VOA, la fraction d'huile minérale ayant l'indice de risque le plus élevé est convertie vers une valeur totale pour les huiles minérales sur base d'une composition standard du diesel : cette fraction critique s'avère toujours être la fraction globale EC8-10 ou EC10-12. L'EAAS définira donc un objectif opérationnel d'assainissement dans le PA pour la somme des huiles minérales. L'EAAS doit confirmer, dans chaque dossier spécifique, que cet objectif opérationnel d'assainissement global retenu (EC10-40) permet d'assurer l'élimination de toute menace grave pour chaque fraction individuelle.

6.8.3 Objectifs d'assainissement

Sur base des VOA établies dans le cadre des objectifs d'assainissement, la variante d'assainissement optimale pourra être déterminée. Cette variante devra au minimum supprimer toute menace grave (atteindre les VOA) et sera poussée au maximum comme repris dans le chapitre 6.6 (stratégie d'assainissement) et en annexe 11 : dans le cas de techniques d'excavation où, moyennant des coûts marginaux, il est possible d'éliminer plus de pollution, cela sera toujours fait.

En outre, en cas de dépassement des VS_H , il est prévu dans le BOF-TRA (annexes 3 et 4), au droit de la zone non-bâtie, de viser les valeurs seuils comme objectif d'assainissement pour la couche jusqu'à 2 m-n et de procéder à une excavation complète des pollutions.

Les objectifs d'assainissement fixés au stade du PA tiennent compte de ces variantes d'assainissement poussées. Si l'EAAS estime que les concentrations attendues après travaux seront inférieures aux VOA établies, alors il pourra définir ces concentrations plus basses (par ex. les VS) comme objectifs d'assainissement.

En résumé :

- Pour les BTEX : VOA (annexe 5) ou concentrations attendues après travaux;
- Pour les HM fractions globales EC8-10 et EC10-12 : VOA (annexe 5) ou concentrations attendues après travaux;
- Pour les HM fractions globales EC5-8, EC12-16, EC16-21 et EC21-35 : VS_H (globale) ou concentrations attendues après travaux (vu que les indices de risques R_i de ces fractions dans les simulations du BOF-SRA sont presque négligeables pour un diesel, les concentrations calculées ne sont pas représentatives) ;
- Si pertinent, pour le N et le MTBE : VOA (annexe 5) ou concentrations attendues après travaux;
- Si pertinent, pour les autres paramètres : VS_H ou concentrations attendues après travaux.

Les objectifs d'assainissement tiendront compte de l'usage du terrain et du cadre d'évaluation, tel que prévu par la législation de chaque région.

Les objectifs d'assainissement sont résumés dans le schéma décisionnel de l'analyse de risques par paliers BOF-TRA (voir Annexe 3).

6.9 Permis et autorisations

BOFAS s'efforce d'avoir tous les permis et autorisations nécessaires au moment de l'approbation du PA. En cas de doute justifié sur l'obtention des permis et autorisations nécessaires, il est conseillé, en concertation avec BOFAS et avant le développement détaillé du PA, de contacter l'autorité délivrant les permis et autorisations. S'il est évident qu'il n'est pas possible d'obtenir les permis et autorisations nécessaires, il convient de définir une autre variante optimale.

6.10 Contenu du PA et rédaction du rapport

Le contenu et la rédaction du rapport doivent répondre aux exigences des différentes régions:

- Wallonie: Guide de Référence pour le Projet d'Assainissement (GRPA) et Guide de Référence pour l'Etude de Risques (GRER),
- Flandre: De standaardprocedure voor Bodemsaneringsproject,
- Bruxelles: voir Annexe 1.

Les éléments suivants, en plus de ceux déjà mentionnés pour la partie EDS (voir 4.4), constituent des déviations aux exigences régionales ou sont développés spécifiquement:

- La variante d'assainissement optimale est déterminée comme décrit aux chapitres 6.6 et 6.7.
- Les objectifs d'assainissement sont définis comme décrit au chapitre 6.8.

Le rapport n'est officiellement introduit aux autorités, conformément aux dispositions régionales, qu'après contrôle qualité et approbation par BOFAS. Après soumission aux autorités, l'accusé de réception (électronique) sera transmis à BOFAS.

7 TRAVAUX D'ASSAINISSEMENT

7.1 Introduction

Les TA doivent être suivis par un EAAS et un coordinateur sécurité (CS). La coordination sécurité projet, ainsi que l'élaboration du cahier des charges, seront confiées à l'EAAS. La coordination sécurité réalisation sera assurée par BOFAS. Ce chapitre détaille le suivi des TA et les différentes étapes qui doivent être parcourues dans ce cadre.

7.2 Cahier des charges (CDC)

L'élaboration d'un bon CDC est essentielle au bon déroulement des TA. Le CDC a pour objet de fixer les conditions dans lesquelles les TA effectués par l'entrepreneur doivent être réalisés. Il est basé sur le PA approuvé, en tenant compte des éventuelles remarques des autorités.

La manière dont le CDC doit être rédigé est décrite en détail dans la procédure T5100_PRO_Elaboration CDC projet spécifique TA et dans les documents standards associés. Préalablement à sa rédaction, les figures du CDC doivent être soumises pour approbation à BOFAS. Lors de la rédaction du CDC, BOFAS doit être consulté si nécessaire.

A noter que, lors de la visite PPA, un certain nombre de points seront déjà examinés dans l'optique du CDC.

Lors de la rédaction du CDC, les instruments de la coordination sécurité doivent également être élaborés. Les documents standard suivants seront complétés:

- T4420_FOR_Plan de sécurité et de santé,
- Le journal de coordination selon T5010_PRO_préparation et organisation de chantier
- T8200_FOR_dossier d'intervention ultérieure.

7.3 Plan de qualité et réunion de démarrage

Une version provisoire du plan qualité est établie sur base des données déjà disponibles lors de la rédaction du CDC (voir T1240_FOR_fiche de contact et farde de chantier: Plan de qualité, plan d'urgence et personnes de contact). Un plan de qualité définitif est établi par BOFAS en préparation de la réunion de démarrage dès que toutes les parties concernées sont connues.

BOFAS fixe une date pour la réunion de démarrage et complète le plan qualité. Il est ensuite signé par l'EAAS. BOFAS et/ou l'EAAS fournit le plan de qualité aux autorités, à l'entrepreneur

et au demandeur au moins une semaine avant la réunion de démarrage simultanément à l'invitation à assister à cette réunion.

Les parties concernées suivantes doivent être présentes à la réunion de démarrage: BOFAS, l'EAAS, le CS réalisation, l'entrepreneur et le demandeur. Les propriétaires et/ou utilisateurs des parcelles à assainir et des parcelles soumises à nuisances doivent également être invités à la réunion de démarrage. Si un grand nombre de propriétaires et/ou d'utilisateurs des parcelles à assainir et de parcelles impactées sont impliqués lors des TA, il peut être décidé d'informer ces personnes d'une autre manière.

Lors de la réunion de démarrage, BOFAS et/ou l'entrepreneur expliqueront les modalités pratiques de mise en œuvre des TA. L'EAAS présente la situation environnementale, résume le PA et son approbation par les autorités. Le plan qualité et les mesures de sécurité sont également présentés.

L'EAAS rédige le rapport de la réunion de démarrage, le diffuse aux parties concernées (au minimum à BOFAS et à l'entrepreneur) et en tient une copie à la disposition des autorités. L'EAAS supervise la mise en œuvre des accords conclus lors de la réunion de démarrage.

7.4 Suivi des TA

Lors du suivi des TA, les différents acteurs utiliseront au maximum les documents standards mis à disposition par BOFAS.

Les différents acteurs, et en particulier l'EAAS, consulteront BOFAS en temps utile lors des TA.

La méthode de suivi des TA est décrite en détail dans les procédures T5010_PRO_Préparation et organisation de chantier et T6010_PRO_Préparation et organisation de chantier IS. Dans ces procédures, il est fait référence aux autres procédures qui s'appliquent au suivi des TA.

Outre le suivi des TA, l'EAAS est également responsable, entre autres:

- de l'organisation de réunions de chantier;
- de la rédaction des rapports de réunion de chantier;
- de l'établissement du journal de suivi environnemental après chaque visite de chantier;
- des notifications nécessaires, telles que reprises dans le permis d'environnement ou l'approbation du PA.

Le suivi doit être effectué conformément à la législation régionale.

En outre, BOFAS recommande vivement que le suivi des TA soit appliqué comme décrit ci-dessous. Le chapitre suivant détaille plus explicitement les tâches de l'EAAS en fonction de la technique d'assainissement mise en œuvre.

7.4.1 Excavation

L'EAAS doit assurer un suivi permanent durant l'excavation des terres contaminées. Pendant les TA, les excavations peuvent être dirigées sur base d'analyses de laboratoire, de mesures sur chantier et éventuellement d'observations organoleptiques. Pendant l'excavation, l'EAAS doit effectuer des mesures d'air régulières à l'aide d'un détecteur à photo-ionisation PID ou d'appareils similaires. Les mesures sont effectuées conformément à la procédure T5130_CBP_monitoring air et moyens protections individuelles.

Lorsque des matériaux (sols contaminés, réservoirs, déchets, ...) sont évacués du site à assainir vers un centre de traitement externe, l'EAAS supervise le transport de ces matériaux vers le centre de traitement agréé, au moyen de bons de transport et d'attestations de réception. L'EAAS doit vérifier, sur la base des bons de transport et des attestations de traitement, si les matériaux à évacuer ont été effectivement transportés vers la destination prévue et réceptionnés par le centre de traitement. Pendant les TA, l'EAAS veille à ce que l'élimination des matériaux pollués se fasse correctement en respectant les règles d'hygiène et que le transport ne provoque pas une dispersion incontrôlée de la contamination.

L'EAAS doit pouvoir décrire la qualité du sol dans la zone à assainir et l'étendue de toute pollution résiduelle au moyen d'échantillons de contrôle. La zone d'excavation ne peut être comblée qu'après obtention des résultats d'analyse du laboratoire et qu'aucune autre excavation ne soit nécessaire pour atteindre les objectifs d'assainissement tels que déterminés dans le PA approuvé par les autorités. Si, pour des raisons de sécurité, un remblayage immédiat de la zone d'excavation s'impose, les appareils de mesure nécessaires, permettant de donner des indications réalistes quant à une éventuelle pollution résiduelle, doivent être présents sur le site. S'il ressort des résultats d'analyses que les objectifs d'assainissement fixés dans le PA approuvé par les autorités n'ont pas été atteints, il y a lieu de poursuivre les excavations. En cas de pollution résiduelle ne pouvant être excavée et pour laquelle aucune autre mesure n'est jugée faisable ou justifiable, les mesures nécessaires devraient être prises de sorte que cette pollution résiduelle soit isolée autant que possible de la zone assainie, à l'aide d'une membrane étanche, et pour éviter autant que possible tout lessivage ultérieur.

En Wallonie, en l'absence d'assainissement IS ultérieur, cette isolation, pour les parois en direction des bâtiments, devra être placée de sorte à ne pas entraver l'atténuation naturelle (les autorités recommandent la mise en place d'un géotextile avertisseur ou d'une géogrille en lieu et place d'une membrane étanche).

L'excavation doit être remblayée avec des matériaux répondant aux exigences prévues, conformes à la législation en vigueur ainsi qu'aux prescriptions du cahier des charges (CDC) des TA.

Lors des échantillonnages, toutes les mesures de sécurité nécessaires doivent être prises.

Si les limites (parois, fond) de l'excavation sont constituées de graviers alluviaux, de roche ou de l'altération rocheuse, une attention particulière doit être accordée à la détermination d'une concentration représentative de la pollution résiduelle. L'analyse d'un échantillonnage de la matrice meuble entre les pierres constitue par définition une surestimation de la situation. En cas d'étude de risques il y a lieu de partir dans un premier temps de la concentration mesurée initialement. Dans un second temps, si un problème est mis en évidence, une correction peut être apportée à la concentration dans la matrice meuble en fonction du pourcentage de pierres présentes dans le profil de sol rencontré pour relativiser les résultats du premier calcul. A cette fin, pendant les travaux d'excavation un échantillon peut être prélevé dans un seau et envoyé au labo pour détermination de la composante pierreuse par tamisage. Il est recommandé de prendre des photos présentant le ratio sol-charge pierreuse. Il est à rappeler que cette approche est seulement envisagée lorsque le taux de pierres est important. Vu la nature volatile des pollutions à l'essence, le broyage cryogénique de l'échantillon de sol n'est pas privilégié.

7.4.2 Pompage et traitement des eaux souterraines en cas de travaux de Génie Civil (GC)

Préalablement aux travaux GC, l'EAAS vérifie que le plan de rabattement, les installations de traitement des eaux correspondantes et le point de rejet, proposés par l'entrepreneur, sont en concordance avec le PA. L'EAAS suit leur mise en œuvre. A intervalles réguliers, l'EAAS contrôle la qualité des eaux, influent et effluent, et relève les débits extraits et les niveaux des eaux souterraines.

L'EAAS vérifie également que l'entrepreneur effectue les mesures de tassement nécessaires.

Il est évident qu'au cours de la phase de démarrage, la fréquence des contrôles à effectuer est plus élevée que lors d'un fonctionnement correct et en continu de l'installation.

7.4.3 Extraction d'air du sol éventuellement en combinaison avec un rabattement de l'eau souterraine et/ou airsparging

L'EAAS dresse l'ébauche de la mise en œuvre de l'assainissement In Situ (IS) consistant en une extraction d'air du sol (SVE) ((bio)venting), une extraction multiphase classique (HVE), éventuellement en combinaison avec un rabattement des eaux souterraines et/ou une injection d'air comprimé (airsparging). L'EAAS vérifie la mise en place des installations IS à

l'aide d'une checklist (voir T6615_FOR_Checkliste IS). En vue d'un suivi ultérieur, l'EAAS élabore un plan de suivi en concertation avec BOFAS. L'EAAS surveille le bon fonctionnement de l'assainissement IS sur base du plan de suivi et fournit des conseils pour l'ajustement des installations au moment opportun.

Il est évident qu'au cours de la phase de démarrage, la fréquence des contrôles à effectuer est plus élevée que lors d'un fonctionnement correct et en continu de l'installation.

La SVE doit être arrêtée dès que les objectifs d'assainissement sont atteints et/ou lorsqu'un accord a été reçu des autorités selon lequel sa poursuite n'est plus BATNEEC.

7.5 Arrêt des travaux d'assainissement

7.5.1 Travaux de génie civil (GC)

Après réalisation des travaux GC, l'EAAS rédige un rapport intermédiaire. Si aucune autre phase active d'assainissement n'est entamée par la suite et si aucun monitoring n'est nécessaire, ce rapport correspondra au rapport d'Evaluation Finale (EF) (voir chapitre 9). Dans le cas contraire, l'EAAS déterminera les actions et/ou monitoring supplémentaires qui sont nécessaires (voir chapitre 8). La forme et le contenu de ce rapport sont décrits au chapitre 9.8.

7.5.2 Travaux In Situ (IS)

Dès que le rendement d'assainissement tend vers une asymptote ou que le rendement d'assainissement a atteint une valeur négligeable, la poursuite de l'IS ne s'avère plus BATNEEC. Avant que l'assainissement ne soit effectivement arrêté, un certain nombre de forages de contrôle sont effectués pour vérifier l'efficacité des TA. Si les objectifs d'assainissement sont atteints, l'assainissement IS est arrêté. Dans le cas contraire, il convient d'examiner si les TA peuvent être adaptés afin de poursuivre l'assainissement de manière BATNEEC. Si la poursuite de l'IS n'est plus BATNEEC, les TA sont arrêtés.

Après réalisation des travaux IS, l'EAAS rédige un rapport intermédiaire. Si aucune phase active d'assainissement n'est entamée par la suite et si aucun monitoring n'est nécessaire, ce rapport correspondra au rapport d'Etat des Lieux final (ELF). Dans le cas contraire, l'EAAS déterminera les actions et/ou monitoring supplémentaires qui sont nécessaires. La forme et le contenu de ce rapport sont décrits au chapitre 9.8.

8 MONITORING

8.1 Introduction

Dans la plupart des cas, un monitoring consiste en un suivi de la qualité soit des eaux souterraines soit de l'air (intérieur, extérieur, du sol). Ce suivi doit permettre de tirer des conclusions en tenant compte des variations des concentrations mesurées (variation de l'échantillonnage, variation de l'analyse, variation saisonnière, ...). Ce monitoring fait souvent partie intégrante d'une AR (santé humaine, dispersion, ...) et peut également être réalisé à différents stades de la procédure d'assainissement:

- Monitoring entre les phases d'EDS/PA/TA;
- Surveillance durant les TA;
- Monitoring après les TA;
- Post-gestion après obtention de la déclaration de bonne fin.

Le présent paragraphe ne porte que sur le monitoring après les TA. Les autres monitorings diffèrent essentiellement au niveau de la fréquence d'échantillonnage et/ou de la durée totale du monitoring. Ces monitorings étant très spécifiques à chaque dossier, il n'apparaît pas opportun de définir de règles générales.

Il est fréquent que le monitoring après TA soit déjà décrit dans le PA par ex. si une pollution résiduelle est attendue après les TA. Dans ce cas, il convient de respecter la méthodologie décrite dans le PA approuvé par les autorités en l'adaptant éventuellement si besoin.

8.2 Monitoring de l'eau souterraine

En cas de pollution des eaux souterraines, il convient de prévoir dans le PA, un monitoring des eaux souterraines après la réalisation des TA. En effet, suite à des TA du sol, même partiels, la qualité de l'eau souterraine devrait être différente par rapport à la situation avant l'assainissement du sol. Une amélioration, même partielle, est attendue. Dès lors, un des buts du monitoring sera de vérifier et quantifier la présence de pollution résiduelle dans l'eau souterraine, après les TA du sol.

A ce stade, il convient également de distinguer deux cas de figure:

8.2.1 L'assainissement actif de l'eau est faisable

Dans les cas où un assainissement actif de l'eau souterraine est faisable, celui-ci sera entamé s'il s'impose.

La décision d'enclencher cet assainissement est basée sur les résultats d'un monitoring de la qualité de l'eau après la phase d'assainissement du sol tel qu'habituellement mentionné

dans le courrier d'approbation du PA. Cependant, vu la durée limitée de l'agrément du fonds, il convient de prendre la décision le plus tôt possible: cette décision peut théoriquement être prise sur base d'un seul échantillon prélevé une seule fois au droit d'un seul ouvrage.

L'assainissement actif de l'eau par P&T est maintenu jusqu'à obtention pérenne des objectifs d'assainissement pour l'eau ou en concertation avec les autorités tant que cela est conforme au principe BATNEEC.

L'arrêt du monitoring est envisagé après 3 campagnes (ex. 3, 6, 12 mois après l'assainissement actif) successives montrant des concentrations répondant aux objectifs d'assainissement.

En résumé, le monitoring aura pour but de vérifier la nécessité d'enclencher le P&T et de vérifier que les objectifs d'assainissement sont atteints après le P&T. Si les objectifs d'assainissement n'étaient pas atteints après le P&T, il convient d'envisager éventuellement un redémarrage de P&T. Dans le cas contraire, il convient de considérer le scénario où l'assainissement actif n'est pas (plus) faisable.

8.2.2 L'assainissement actif de l'eau n'est pas faisable

Dans les cas où un assainissement actif de l'eau n'est pas faisable du fait des caractéristiques hydrogéologiques du site ou du fait de la présence de pollutions résiduelles dans le sol qu'il n'a pas été techniquement possible d'assainir, les objectifs d'assainissement pour l'eau ne pourront pas être atteints.

Dans ce cas, il y a lieu de vérifier si les risques dus à la contamination de l'eau souterraine pour la santé humaine et l'environnement sont tolérables. Une AR doit alors être réalisée.

Pour la partie environnement, l'AR doit se prononcer sur:

- le caractère exploitable de la nappe impactée (la nappe même, en tant que cible);
- le risque d'impact sur des captages existants (des cibles existantes exploitant cette nappe);
- le risque de dispersion de la contamination (l'augmentation en volume ou la stabilisation de la plume de contamination).

Le risque de dispersion est vérifié à l'aide d'un monitoring, après la phase d'assainissement du sol. Ce monitoring a pour but de:

- vérifier et quantifier la présence de pollution résiduelle dans l'eau souterraine, après les TA du sol;
- vérifier l'absence de risque de dispersion, ou confirmer la stabilisation de la plume de contamination.

Un schéma de monitoring ayant pour but de vérifier le risque de dispersion est repris en Annexe 14.

Un premier échantillonnage de contrôle doit être prévu au moment où la situation d'équilibre dans l'eau souterraine est à nouveau atteinte après l'assainissement (après environ 3 mois). Ce premier échantillonnage doit être considéré comme situation zéro.

Pour chaque piézomètre échantillonné et pour chaque paramètre guide pertinent (ayant nécessité assainissement), des valeurs-limites de monitoring sont définies lors du premier contrôle réalisé 3 mois après la fin des travaux. Par piézomètre et par paramètre guide pertinent, la valeur limite de monitoring est définie comme égale:

- au critère d'assainissement (si la concentration mesurée est inférieure au critère d'assainissement) (voir chap. 5.3 pour la définition de critère d'assainissement);
- à 1,5 fois la concentration mesurée (si celle-ci est supérieure ou égale au critère d'assainissement).

Ce seuil fixé par piézomètre, pour chaque paramètre guide pertinent, permettra de suivre l'évolution de la qualité de l'eau souterraine après la situation zéro. Il faut aussi tenir compte du fait qu'une variation des concentrations mesurées peut se produire. Tenant compte de cette variation des concentrations dans les eaux souterraines (variation due à l'échantillonnage, variation dans l'analyse, variation saisonnière, ...), il est nécessaire de vérifier et confirmer un éventuel dépassement des valeurs limites. Le but principal est de pouvoir définir une certaine tendance (à la hausse ou à la baisse ou stabilité) des concentrations dans les eaux souterraines et ceci en fonction de la dispersion potentielle.

Sur base des résultats du monitoring, du fait que la nappe soit exploitable ou pas, de la possibilité d'impact sur des cibles existantes, il doit être possible de se prononcer sur le risque de dispersion et sur la nécessité de mesures supplémentaires à prendre.

8.2.3 Conclusion

En résumé, dans le premier cas (assainissement actif faisable), après l'assainissement actif des eaux, le monitoring aura pour but de vérifier que les objectifs d'assainissement sont atteints. Si les objectifs d'assainissement n'étaient pas atteints après l'arrêt de l'assainissement actif de l'eau souterraine, il convient d'envisager éventuellement un redémarrage de l'assainissement actif de l'eau souterraine. Dans le cas contraire, il convient de considérer le scénario où l'assainissement actif n'est pas (plus) faisable.

Dans le second cas (assainissement actif non faisable), le monitoring aura pour but de vérifier l'absence de risque de dispersion, ou confirmer la stabilisation de la plume de contamination.

Ces monitorings consistent en un échantillonnage périodique au droit de plusieurs ouvrages: des piézomètres au niveau des noyaux de contamination résiduelle (piézomètres non-coupants et profonds pour la délimitation verticale) et des piézomètres en périphérie (en aval voire en amont) doivent être échantillonnés durant une période de minimum un an (fluctuation saisonnière). Il est également important de tenir compte des éventuel(le)s

récepteurs/cibles (parcelles voisines, captages à proximité). Si tel est le cas, il peut aussi s'avérer utile de déterminer la vitesse de dispersion via l'eau souterraine.

En ce qui concerne plus particulièrement Bruxelles, il conviendrait d'examiner la pertinence d'intégrer des piézomètres coupants dans le programme de monitoring. (p. ex. piézomètres préexistants ou pour actualisation de résultats antérieurs).

8.2.4 Atténuation naturelle

Durant le monitoring en cas de pollution résiduelle dans les eaux souterraines, il peut être également opportun de réaliser une campagne en vue d'investiguer les phénomènes d'atténuation naturelle, par exemple en cas de risque de dispersion avérée (ou potentielle en cas de nappe exploitable). A ce stade, il s'agit uniquement de mettre ou non en évidence des processus naturels de biodégradation comme lors de l'assainissement par atténuation naturelle sans chercher à les favoriser.

Le monitoring de l'atténuation naturelle dans les eaux souterraines est effectué par un échantillonnage sur un nombre limité de piézomètres tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de la plume de pollution:

- Un piézomètre en amont;
- Un piézomètre dans le noyau;
- Un (à deux) piézomètre(s) en aval.

Les paramètres à analyser sont en standard les suivants: nitrites, nitrates, ammonium, indice phénol, Fe II et III, manganèse, sulfates, alcalinité, Carbone Organique Total (COT), et méthane. Les Potentiel rédox, conductivité et pH sont quant à eux déterminés on site.

8.2.5 Présentation des résultats du monitoring

Comme indiqué ci-dessus, dans le cas où l'assainissement actif n'est pas faisable, le monitoring aura pour but de vérifier l'absence de risque de dispersion, ou confirmer la stabilisation de la plume de contamination. Pour la présentation des résultats, il est renvoyé vers le T1231_FOR_tableaux standards_Wa (Pour la Flandre : T1230_FOR_Standaardtabellen_VI) où une distinction est faite entre zone source et zone de dispersion.

8.3 Monitoring de l'air

En cas de pollution résiduelle après TA, il peut être opportun de prévoir un contrôle de la qualité de l'air par des mesures d'air à intervalles réguliers. En effet, il peut s'avérer, par exemple sur base d'une évaluation de risques, qu'une pollution résiduelle puisse présenter des risques pour la santé humaine suite à l'inhalation d'air intérieur et/ou extérieur.

Le prélèvement de l'air intérieur et/ou extérieur constitue une mesure directe de l'exposition aux polluants. Cette mesure directe peut s'avérer fort variable/influencable de par le choix de l'endroit de prélèvement (voies privilégiées de transfert, sources "étrangères" perturbantes, ...), du moment de prélèvement (activité sur le site, conditions climatiques, ...).

Dès lors, il est recommandé de réaliser, en première approche, des prélèvements d'air du sol et d'affiner la modélisation de l'étude de risques à l'aide de ces résultats d'analyses. L'analyse de l'air du sol permet aussi d'affiner l'évaluation des risques en situation actuelle+.

Si les conclusions de l'étude de risques affinée demeurent inchangées (risque potentiel d'inhalation d'air), des mesures d'air ambiant (intérieur et/ou extérieur) pourront être réalisées et comparées aux résultats de la modélisation.

Pour le prélèvement d'air du sol, le (ou les) piézair(s) sera(ont) implanté(s) de façon à ce qu'il(s) soi(en)t le(s) plus représentatif(s) pour la modélisation et ce conformément à l'Annexe 9 Manuel mesures d'air du sol. L'échantillonnage actif (p.ex.: sur tube à charbon actif) est préféré au prélèvement passif. Au minimum, deux campagnes semestrielles d'échantillonnage d'air du sol seront réalisées (l'une en conditions hivernales et l'autre en conditions estivales) et, spécifiquement pour la Wallonie et Bruxelles, une fréquence augmentée sera mise en œuvre en cas de présence d'une couche surnageante.

8.4 Monitoring de l'eau potable

Dans le cas d'une pollution présente autour d'une canalisation d'eau potable, il peut être opportun d'investiguer les effets des polluants sur la qualité de l'eau potable. A cet effet, on peut envisager de prélever un échantillon de contrôle de l'eau de distribution correspondante à intervalles réguliers. Cet échantillonnage est à réaliser conformément aux codes de bonnes pratiques: il est ainsi recommandé de réaliser l'échantillonnage le matin avant toute utilisation.

Les résultats d'analyses sur les polluants doivent alors être comparés aux normes pour l'eau potable.

9 EVALUATION FINALE

9.1 Introduction

L'Evaluation Finale (EF) a une nomenclature différente dans chaque région, à savoir : Evaluation Finale (Wallonie), Eindevaluatierapport (Flandre) et Saneringsrapport (tankstation) / Rapport d'assainissement (Station-service)(Bruxelles). En raison du caractère interrégional du fonds BOFAS, le terme commun 'Evaluation Finale' sera utilisé dans le présent document.

L'objectif de l'EF est de finaliser l'assainissement et de déterminer l'état de la pollution après les TA. La pollution résiduelle est cartographiée et évaluée par rapport aux exigences légales relatives à l'obligation d'assainissement des sols. Si aucun mandat n'a été donné pour l'assainissement d'une éventuelle pollution étrangère aux activités de la station-service, il ne s'agit que d'une EF partielle.

Le cas échéant, des conseils et des restrictions sont déterminés pour l'utilisation future du site.

Après approbation de l'EF par les autorités compétentes, la demande d'intervention auprès de BOFAS est clôturée.

Dans certains cas, il est nécessaire de démanteler les infrastructures mises en place en fonction de l'assainissement après avoir reçu l'approbation de l'EF. L'organisation de ces démantèlements et leur suivi sont assurés par BOFAS et ne sont pas décrits dans la présente directive.

9.2 Contenu

En Wallonie, l'EF est un document unique intégrant l'ensemble des travaux d'assainissement réalisés et monitoring en découlant. En Flandre et à Bruxelles, l'EF est élaborée comme un rapport complémentaire au rapport intermédiaire GC et/ou au rapport intermédiaire IS.

Il comprend une description:

- des travaux déjà réalisés (si non encore rapporté);
- du monitoring effectué après les TA;
- des éventuelles données manquantes dans les rapports intermédiaires après travaux;
- de la pollution résiduelle après TA;
- de l'AR de cette pollution résiduelle;
- d'une description des recommandations/restrictions d'utilisation;
- de conclusions;
- d'une post-gestion;
- Particularités pour la Wallonie: les données spécifiques pour l'établissement du "Certificat de contrôle du sol" (CCS). L'EF, doit également reprendre les noyaux de

pollution qui, au stade de l'EDS, n'ont pas nécessité un assainissement par la suite. Voir également le chapitre 9.5.

9.3 Pollution résiduelle

Une pollution résiduelle est définie comme la pollution qui subsiste après la réalisation des TA et ce, dans des concentrations définies conformément aux dispositions régionales. Cette pollution résiduelle doit être décrite au minimum pour les taches pour lesquelles une nécessité d'assainir a été définie après l'EDS. Spécifiquement pour la Wallonie, tous les dépassements des VS mis en évidence lors de l'EDS, doivent également être repris comme pollution résiduelle.

Pour déterminer ces pollutions résiduelles, il peut être nécessaire d'analyser des paramètres supplémentaires et de ne pas se limiter aux paramètres guides définis au chapitre 3.

Exemples:

- en fonction de l'actualisation de l'évaluation des risques (réévaluation des concentrations après TA);
- l'actualisation des paramètres, autres que les paramètres guides, pour lesquels une nécessité d'assainissement a été définie,

9.3.1 Pollution résiduelle dans le sol

Comme la variante d'assainissement la plus courante consiste en une excavation, l'éventuelle pollution résiduelle demeurera dans la zone qui n'a pas pu être excavée. Il est fréquent de rencontrer des pollutions résiduelles au niveau:

- du domaine public;
- sous des bâtiments;
- de constructions et installations;
- des distances de sécurité par rapport aux bâtiments et aux constructions;
- des zones avec des conduites d'utilité publique;
- des zones hors d'atteinte par des mesures de stabilité standards;
- des zones où aucune autorisation n'est obtenue pour l'exécution des travaux;
- des zones où le rabattement des eaux souterraines ne peut être réalisé.

Si aucune autorisation pour exécuter les TA n'est obtenue de la part le propriétaire et/ou l'utilisateur d'un site, la communication doit être confirmée par écrit et jointe à l'EF. L'EAAS prend les mesures nécessaires qui sont prescrites par l'autorité régionale.

Les pollutions résiduelles dans le sol doivent de préférence être délimitées lors du suivi environnemental des travaux d'excavation. Pour ce faire, il convient de prendre en compte les délimitations connues de l'EDS et de les actualiser en fonction des observations organoleptiques consignées et des forages. Dans certains cas, une équipe de forage externe

devra être mobilisée pour délimiter la pollution. Cela se fait directement à la suite des travaux d'excavation.

En cas d'assainissement par des techniques in situ, la zone de pollution résiduelle est plus difficile à prévoir:

- Zones qui ne peuvent pas bien être lessivées en raison de courts circuits (chemins préférentiels);
- Zones moins perméables dans le profil du sol;
- Zones où le niveau des eaux souterraines ne peut être suffisamment rabattu;
- Paramètres moins volatils;
- Zones à teneur élevée en MO.

L'extension des pollutions résiduelles dans le sol est de préférence déterminée au moyen de contours existants et ajustée sur base de forages de contrôle à l'issue des travaux IS. Ces résultats serviront pour déterminer les risques associés à ces pollutions résiduelles.

Exemples de données à réutiliser:

- Echantillons de délimitation;
- Echantillons organoleptiquement propres;
- Teneur en MO;
- Échantillons pour déterminer les volumes;
-

9.3.2 Pollution résiduelle dans les eaux souterraines

Les contours de la pollution résiduelle des eaux souterraines sont définis sur base:

- des contours connus de l'EDS;
- des contours de la contamination du sol après assainissement;
- des résultats du monitoring des eaux souterraines;
- d'une estimation fondée sur la direction de l'écoulement et la perméabilité du sol en zone saturée.

En fonction de ces éléments, une estimation réaliste de la situation environnementale après la fin du monitoring est définie.

Dans la plupart des cas, celle-ci sera plus petite que les contours originaux de l'EDS.

Si le panache de pollution s'avérait plus important que ce qui avait été estimé initialement lors de l'EDS, une EDS complémentaire serait entamée lorsque de nouvelles parcelles sont contaminées (Flandre). Pour la Wallonie et Bruxelles, cette pollution peut être délimitée et reprise dans l'EF. Cette situation résulte habituellement de lacunes dans l'EDS initiale durant laquelle une partie du panache n'a pas été mise en évidence ou lors de la découverte d'une nouvelle source de pollution durant les TA.

9.3.3 Pollution résiduelle avec produit pur

Si du produit pur a été mis en évidence et si celui-ci a été récupéré à l'aide de techniques-IS, il en restera souvent une fraction limitée non mobile.

Si un piézomètre coupant est placé dans un sol pollué qui n'a pas pu être éliminé par excavation, il peut en découler la présence de produit pur dans ce piézomètre. Avec le temps cette accumulation peut augmenter dans le piézomètre. Il s'agit d'un phénomène local (artefact) dû à la pollution résiduelle dans le sol et à l'influence du et sur le massif filtrant.

L'EAAS doit démontrer que la partie mobile a été éliminée sur base des travaux réalisés et que les objectifs d'assainissement ont été atteints (ou à tout le moins l'absence d'aggravation de la situation environnementale). A cet égard un critère de 20.000 mg/kg ms en HM est considéré comme un seuil au-delà duquel la phase de produit est supposée mobile et l'occurrence d'une menace grave est supposée par le CWBP. En cas de doute, il peut être nécessaire d'effectuer un test de récupération.

Sur base des résultats du monitoring, il convient également de déterminer si le produit pur présente toujours un caractère mobile. Il est constaté que cette pollution résiduelle est souvent isolée par une membrane PE au niveau des eaux souterraines pour protéger le sable de remblais.

9.4 Evaluation des risques en fonction des objectifs d'assainissement

BOFAS a été mandaté par le demandeur pour répondre à la nécessité d'assainir et pour réaliser les TA. Pour finaliser les obligations du fonds, il convient de tirer une conclusion claire quant au respect de ces obligations.

En premier lieu, la pollution résiduelle est évaluée par rapport aux objectifs d'assainissement fixés dans le PA. Les situations suivantes sont possibles:

1. Les objectifs d'assainissement proposés ont été atteints et il a été répondu à la nécessité décrétable d'éliminer la menace grave. Dans ce cas, il n'est pas nécessaire de procéder à une AR supplémentaire.
2. Les objectifs d'assainissement et les valeurs correspondantes n'ont pas été atteints. Dans ce cas, l'AR doit être ajustée ou des restrictions d'utilisation sont formulées.
3. Le cadre juridique de l'évaluation a entretemps été modifié. Dans ce cas, en concertation avec les autorités, il est déterminé quel cadre d'évaluation doit être utilisé.
4. Il existe encore d'autres paramètres, autres que les paramètres guides, qui n'ont pas encore fait l'objet d'une AR (voir chapitre 5). Dans ce cas, l'AR doit être ajustée ou des restrictions d'utilisation sont formulées.

L'AR est ajustée sur base de données collectées lors du suivi des travaux et du monitoring, (air du sol, air intérieur, eau souterraine, eau de distribution).

A nouveau, l'ordre des 5 piliers mentionnés dans le chapitre 5 est utilisé:

1. Le passage en revue des critères BOF-TRA et l'adaptation éventuelle des principes du PA.
Exemple: D'après les résultats du monitoring réalisé, il peut apparaître que le risque de dispersion de la pollution a été éliminé.
2. L'adaptation du MCS sur base de la situation actuelle de l'usage du site.
Exemple: On a trouvé une tache de pollution qui présentait un risque inhalatoire. La tache a été entièrement assainie par excavation et techniques IS. Du fait qu'aucun puits d'extraction ne pouvait être placé dans la rue, il ne reste que de la pollution résiduelle présente sous la voie publique.
3. Le passage en revue des critères BOF-SRA et l'adaptation éventuelle des principes de l'AR du PA.
Exemple: Un dépassement des valeurs de screening du benzène sous une habitation a été mis en évidence. Après la réalisation d'une SVE, il ne reste plus qu'une pollution résiduelle par les xylènes. La concentration établie en xylènes ne dépasse pas les valeurs de screening.
4. Mesures de l'air du sol
Exemple: Après la réalisation d'une SVE, des concentrations dans le sol présentant un dépassement des valeurs de screening sont encore mises en évidence. Des mesures de l'air du sol sont effectuées au droit de cette pollution résiduelle. Ces mesures ne dépassent pas les valeurs de screening pour l'air du sol.
5. La réalisation du calcul du risque via S-Risk.
Exemple: Sur base des mesures d'air du sol effectuées, un dépassement des valeurs de screening pour l'air du sol est encore mis en évidence. Un calcul détaillé est effectué avec S-Risk, en tenant compte des caractéristiques actuelles du bâtiment.

Si, après ajustement de l'analyse des risques conformément aux dispositions régionales, la pollution ne constitue plus une menace grave, il est alors question d'un risque acceptable. BOFAS a ainsi respecté les obligations légales relatives à l'assainissement des sols de la pollution liée à la station-service.

Si, après ajustement de cette analyse des risques, il apparaît que la menace grave ne peut être éliminée par des mesures conformes au principe BATNEEC, des restrictions d'utilisation sont définies conformément aux directives régionales. Dans ce cas, BOFAS a également respecté les obligations légales relatives à l'assainissement des sols de la pollution liée à la station-service.

9.5 Autres évaluations des risques pour la détermination des recommandations d'utilisation future du site

Selon la législation régionale, il peut s'avérer nécessaire de procéder à des évaluations des risques supplémentaires, et ceci en fonction de la détermination de recommandations pour l'utilisation future des sites. A cette fin, des lignes directrices régionales ont été élaborées par les autorités compétentes. Ces avis peuvent être formulés comme une fonction de signal pour un nouveau propriétaire ou comme une obligation effective imposée par les autorités. Les avis fréquemment rencontrés peuvent être décrits comme suit:

- Au niveau de la pollution résiduelle dans le sol, des restrictions s'appliqueront en ce qui concerne l'excavation du sol et son utilisation future.
- Sur base d'un calcul avec un modèle de risque, basé sur un usage défini légalement, des mesures de sécurité devront être prescrites.

Exemple :

- Evaluation de la situation "générique" en Wallonie pour l'élaboration du CCS
 - Evaluation de la situation sur base de l'usage standard à Bruxelles pour détermination des restrictions d'usage
- Lors de l'installation de puits de pompage, il est recommandé de tenir compte de la pollution résiduelle dans les eaux souterraines et de prendre des mesures appropriées en fonction de l'utilisation prévue de l'eau souterraine.

A noter qu'en Wallonie, la portée du CCS relatif aux dossiers dont il est question dans la présente Directive pourra être limitée (CCS partiel), si les investigations ne portent pas sur l'entièreté de la parcelle cadastrale ou si BOFAS n'a pas reçu de mandat du demandeur pour l'assainissement des pollutions étrangères à l'exploitation de la station-service par exemple.

9.6 Conclusion de l'évaluation finale

Pour chaque tache pour laquelle a été définie une nécessité d'assainissement au stade de l'EDS, une décision par parcelle cadastrale est formulée, en tenant compte des éventuelles modifications survenues depuis lors au niveau des données cadastrales. Cette décision comprend au moins une conclusion concernant le respect de l'obligation légale d'assainissement des sols par BOFAS. Comme indiqué dans les paragraphes précédents, les restrictions d'utilisation et les recommandations d'utilisation peuvent également être mentionnées.

9.7 Post-gestion

Ce point porte sur les mesures de surveillance et de contrôle, après que l'assainissement ait été finalisé et que la déclaration de bonne fin ait été délivrée par les autorités. Ces mesures

sont définies au niveau régional mais sont peu pertinentes pour les pollutions par du diesel et de l'essence.

9.8 Contenu de l'EF et rédaction du rapport

Le contenu et les rapports doivent répondre aux exigences établies par les différentes régions.

- Wallonie: Guide de Référence pour l'Evaluation Finale (GREF) et Guide de Référence pour l'Etude de Risques (GRER).
- Flandre: De standaardprocedure voor Bodemsaneringswerken, Eindevaluatieonderzoek en Nazorg.
- Bruxelles: voir Annexe 1.

Les éléments suivants diffèrent des exigences ou sont spécifiquement élaborés:

- Le format des tables et figures standards conformes aux T1231_FOR_tableaux standards_WA (Pour la Flandre: T1230_FOR_Standaardtabellen_VI) et T1310_PRO_Elaboration figures de base.
- Spécifiquement pour Bruxelles : contrôle de la pollution résiduelle par rapport aux objectifs et aux normes d'assainissement de l'arrêté station-service stations-service ainsi qu'aux normes de l'ordonnance sol.
- Les noyaux de pollution identifiés sont définis comme décrit au chapitre 3.
- Sur les figures, une distinction est faite entre les contours par type de pollution et par source (essence, diesel, pollution étrangère à la station-service):
 - BTEX dans le sol et les eaux souterraines;
 - MTBE dans les eaux souterraines;
 - HM dans le sol et les eaux souterraines;
 - Autres paramètres : dans le sol et les eaux souterraines.
- Si une AR est requise en vertu de 9.4, elle doit être effectuée de la manière décrite au chapitre 5.
- Si une AR est nécessaire en vertu de 9.5, elle est réalisée comme décrit dans les dispositions régionales.

Le rapport n'est officiellement introduit aux autorités, conformément aux dispositions régionales, qu'après contrôle qualité et approbation par BOFAS. Après soumission aux autorités, l'accusé de réception (électronique) sera transmis à BOFAS.

Bibliographie

Brewer, R., Nagashima J., Kelley M., Heskett M. & Rigby M. (2013), *Risk-Based Evaluation of Total Petroleum hydrocarbons in Vapor intrusion Studies*, International Journal of Environmental research and Public Health, 2013, 10, 2441-2467

Brewer, R. , Nagaiah M. & Keller R. (2018), HDOH, *Collection and Use of Total Petroleum Hydrocarbon Data for the Risk-Based Evaluation of Petroleum Releases, Example Case Studies 2018*. Hawaii Department of Health, Hazard Evaluation and Emergency Response Office, Honolulu Hawaii, 2018, 128 p.

De Vos, M. (2009). Ontwerp en uitvoering van bemalingen: Belgische richtlijnen. WTCB-dossier Nr 2009/03.05. 74p.

EPA, United States Environmental Protection Agency (2015), *Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites*, EPA 510-R-15-001. U.S. Environmental protection Agency Office of Underground Storage Tanks Washington D.C., 2015, 129 p.

ITRC, Interstate Technology Regulatory Council (2014), *Petroleum vapor Intrusion, Fundamentals of Screening, Investigation, and Management*. PVI-1. Washinton D.C.: Interstate technology & regulatory Council, Petroleum Vapor Intrusion Team 2014. Guidance Document, 2014, 389 p.

OSWER, United States Environmental Protection Agency (2015), *OSWER Technical Guide For Assessing and Mitigation the vapor Intrusion Pathway from Subsurface vapor Sources to Indoor Air*, United States Environmental protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER Publication 9200.2-154, 2015, 267 p.

OVAM, Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij, *Code van Goede Praktijk: Evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodem- en grondwaterverontreinigingen (vs5)*, ontwerp 2018, 95p.

Annexes

- Annexe 1.** Canevas des rapports à Bruxelles
- Annexe 2.** Détermination de la perméabilité
- Annexe 3.** Schéma BOF-TRA Wallonie
- Annexe 4.** Analyse de risques par paliers (BOF-TRA), explications du schéma pour la région Wallonne
- Annexe 5.** Schéma BOF-SRA Wallonie
- Annexe 6.** Screening analyse de risques (BOF-SRA), explications des tableaux
- Annexe 7.** Sans objet
- Annexe 8.** Valeurs de screening pour l'air du sol Wallonie
- Annexe 9.** Manuel mesures d'air du sol
- Annexe 10.** Manuel S-Risk
- Annexe 11.** Schéma décisionnel stratégie sol
- Annexe 12.** Schéma décisionnel in situ
- Annexe 13.** Faisabilité de l'assainissement actif des eaux souterraines
- Annexe 14.** Schéma monitoring pour vérifier le risque de dispersion

ANNEXE 1: CANVAS DES RAPPORTS À BRUXELLES

1 INTRODUCTION

Pour les dossiers bruxellois, il a été décidé de poursuivre les dossiers de fermeture de stations-service selon l'Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 21 janvier 1999 fixant les conditions d'exploiter des stations-service (AGRBC stations-service).

Cette législation n'impose pas de canevas particulier pour la rédaction des rapports d'études détaillées et d'assainissement.

Considérant l'ordonnance sol 2018 et ses différents arrêtés d'exécution ainsi que les différents codes de bonnes pratiques associés, il a été décidé en concertation avec Bruxelles Environnement que

- les rapports d'études détaillées,
- les rapports d'études d'assainissement et
- les rapports d'assainissement

suivront globalement les canevas des études détaillées, des projets d'assainissement et d'évaluations finales tels que développés dans les arrêtés du 29/03/2018 en adéquation avec l'ordonnance sol 2018 ainsi que dans l'info fiche relative au "contenu type de l'évaluation finale".

Cette approche vise à permettre un contrôle aisé du contenu des rapports aussi bien pour Bruxelles Environnement que pour BOFAS.

Ces canevas ont été adaptés pour correspondre au mieux aux attentes de l'AGRBC stations-service tout en répondant aux attentes de BOFAS. Certains chapitres ont été simplifiés et certaines exigences particulières à BOFAS ont été intégrées.

2 CANEVAS DE L'ETUDE DÉTAILLÉE (ED)

2.1 Section I - Données administratives

2.1.1 Chapitre 1: Données administratives

Ce chapitre est à appliquer en ne se référant qu'à la parcelle source.

Pour les parcelles de dispersion, une liste des propriétaires et des exploitants d'activités à risque devra être ajoutée.

Le motif de réalisation est l'intervention du fonds BOFAS.

Le commanditaire est BOFAS.

L'identité du titulaire d'obligation n'est pas d'application.

2.2 Section II - Etude préliminaire

2.2.1 Chapitre 2: Caractéristiques du milieu environnant

Ce chapitre est à appliquer de façon simplifiée. Il n'y a pas lieu de s'intéresser aux activités à risques des parcelles voisines.

2.2.2 Chapitre 3: Données géologiques et hydrogéologiques

Ce chapitre est à appliquer. Si la carte géotechnique reprenant le site à investiguer existe, il y aura lieu de l'utiliser préférentiellement pour définir la géologie au droit du site.

2.2.3 Chapitre 4: Historique détaillé des activités passées et présentes

Ce chapitre est à appliquer de façon simplifiée. Il y a lieu de reprendre l'historique du site en termes d'activités. Il n'y a pas lieu de se référer aux anciens permis, autorisation d'exploiter, ... sauf si pertinence particulière (par exemple ancien dépôt constaté lors de la visite).

Si les données renseignées dans le canevas de l'ED étaient déjà collectées dans le cadre de la Reconnaissance de l'Etat du Sol (RES), elles peuvent être reprises.

2.2.4 Chapitre 5: Réservoirs de stockage présents sur la ou les parcelle(s) à étudier

Ce chapitre est à appliquer.

2.2.5 Chapitre 6: Résumé de la reconnaissance de l'état du sol

Que ce soit une RES ou une Etude Prospective (EP), ce chapitre est à appliquer.

2.3 Section III - Stratégie de réalisation de l'étude détaillée

2.3.1 Chapitre 7: Stratégie de délimitation

Ce chapitre est à appliquer. La méthode de délimitation à appliquer pour BOFAS reste basée sur la réalisation de forages et mise en place de piézomètres. Les techniques d'étude alternatives telles que renseignées dans l'AGRBC ne sont pas à envisager.

L'approche pollution orpheline ne sera pas considérée. Les délimitations sont à réaliser où nécessaire, ce qui signifie également sur les parcelles voisines si cela s'avère pertinent.

2.3.2 Chapitre 8: Paramètres à analyser

Les paramètres à analyser sont ceux définis comme associés à l'exploitation des stations-service (chapitre 3: substances polluantes). Les normes considérées sont les valeurs de références (VR), les valeurs seuil (VS) ainsi que les valeurs d'intervention (VI) de l'AGRBC stations-service.

2.3.3 Chapitre 9: Méthodes d'exécution des forages/piézomètres, d'échantillonnage, de conditionnement et d'analyse

Ce chapitre est à appliquer.

2.4 Section IV - Résultats de l'étude détaillée

2.4.1 Chapitre 10: Résultats des travaux de terrain et de laboratoire

Ce chapitre est à appliquer en considérant les normes de l'AGRBC stations-service. Le tableau reprenant les données d'échantillonnage, observations de terrain et résultats d'analyses sera celui repris dans la directive BOFAS.

Les plans devront uniquement spécifier les contours probables des VR(eau)-VS(sol)-VI(eau et sol).

2.4.2 Chapitre 11: Evaluation des résultats

Ce chapitre est à appliquer. L'évaluation des résultats devra permettre de déterminer la nécessité d'un assainissement. Aucun avis quant aux mesures de suivi ou d'urgence n'est attendu vu que les procédures d'assainissement seront lancées dans la foulée des approbations des études détaillées.

2.4.3 Chapitre 12: Conclusions motivées

Ce chapitre est à appliquer en considérant l'AGRBC stations-service. Il devra entre autres permettre de définir:

- La cause probable de la pollution;
- La nature de la pollution;
- La nécessité d'un assainissement;
- Le volume d'eau et/ou de sol pollué.

Il n'y a pas lieu de définir le type de pollution (unique, mélangée ou orpheline) et les informations connexes, le type de traitement ainsi que la personne responsable du traitement.

Il n'y a pas de délai de notification de l'étude d'assainissement à notifier auprès de Bruxelles Environnement.

2.5 Annexes

1. Les données cadastrales: à fournir.
2. Les nouveaux documents justifiant l'historique: non demandé (ou exceptionnel).
3. Les différents plans (forages/piézomètres, contours de pollution): à fournir.
4. Profils de forages et des piézomètres: à fournir.
5. Rapports d'analyses émanant du laboratoire: à fournir.
6. Copie des agréments et accréditations du laboratoire si pas agréé en RBC: à fournir.
7. Résumé non technique: à fournir.
8. Autres annexes pertinentes: à fournir.

3 CANEVAS DE L'ETUDE D'ASSAINISSEMENT (EA)

3.1 Section I - Rappel des études antérieures

3.1.1 Chapitre 1: Données administratives

Ce chapitre est à appliquer.

3.1.2 Chapitre 2: Données géologiques et hydrogéologiques

Ce chapitre est à appliquer. Si la carte géotechnique reprenant le site à investiguer existe, il y aura lieu de l'utiliser préférentiellement pour définir la géologie au droit du site.

3.1.3 Chapitre 3: Accessibilité de la (des) parcelle(s)

Ce chapitre est à appliquer. Il sert de base au développement, selon la stratégie d'assainissement, de la variante d'assainissement préconisée.

3.1.4 Chapitre 4: Rappel des contaminants

Ce chapitre est à appliquer. Les figures et les volumétries seront établies sur base des contours probables des VR(eau)-VS(sol)-VI(eau et sol).

3.1.5 Chapitre 5: Objectifs d'assainissement

Ce chapitre est à appliquer en considérant les normes de l'AGRB stations-service en fonction du type d'affectation selon le plan régional d'affectation du sol (PRAS). Les objectifs d'assainissement à considérer pour les MTBE dans l'eau souterraine sont de 300 µg/l.

Les normes de rejets pour les eaux pompées sont reprises dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1: Normes de rejet eau en RBC

Substances	Eau (µg/l)
Benzène	10
Ethylbenzène	20
Toluène	20
Xylènes	20
Naphtalène	20
Huiles minérales	300
MTBE	100

Sachant que la durée de vie de BOFAS est limitée dans le temps et que les chantiers d'assainissement sont lancés dès réception du permis d'environnement, il n'y a pas lieu de statuer sur l'urgence de l'assainissement.

3.2 Section II - Evaluation générale des techniques et variantes d'assainissement

3.2.1 Chapitre 6-7: Présentation générale des techniques envisageables et Etude de 3 variantes pertinentes

Ces chapitres sont à développer selon la stratégie d'assainissement (voir titre 6.6 de la présente directive). Cette approche vise à définir rapidement une variante d'assainissement unique définie sur base de techniques d'assainissement éprouvées.

Une description des différentes techniques envisageables et non envisageables ne doit pas être élaborée car déjà reprise dans le chapitre 6.5 Faisabilité des techniques d'assainissement.

Il y aura par contre lieu de justifier les choix aboutissant aux techniques d'assainissement pertinentes spécifiques au dossier selon les contraintes propres au site (infrastructures, stabilité, utilisation, contamination résiduelle, risques, ...).

Si une variante in situ est préconisée, il y a rarement lieu d'envisager d'étude pilote préalable aux TA. En effet, la faisabilité de la technique est définie sur base de l'expérience et de la connaissance de la géologie bruxelloise acquise. L'approche de BOFAS est donc, sauf cas exceptionnel, de faire les tests de dimensionnement durant les travaux, cela permet de gagner du temps et facilite les adaptations.

Concernant les variantes de secours, partant du principe que l'objectif de BOFAS est l'assainissement, celles-ci ne sont pas à envisager. Cela signifie que, moyennant l'application de chapitre 6.6 stratégie d'assainissement, la variante favorite, correspondra toujours à la variante maximale. Une estimation des coûts d'assainissement devra être renseignée.

3.3 Section III - Description détaillée de l'assainissement, des mesures d'urgence et de suivi

3.3.1 Chapitre 8: Description détaillée de la variante favorite

Ce chapitre est à appliquer moyennant les considérations suivantes:

- Excavation des terres: à appliquer.
- Période de démarrage in situ et mise en œuvre: Il est prévu de rédiger un rapport d'assainissement intermédiaire suite à la finalisation de l'assainissement in situ. En cas de non fonctionnement de l'assainissement in situ, une communication spécifique suivie, selon les besoins, de la remise d'un rapport intermédiaire sera transmise à Bruxelles Environnement.
- Evaluation des risques: Ce point sera développé si une contamination résiduelle est attendue après assainissement. Il ne s'agit donc pas de développer une gestion de risque telle qu'envisagée dans l'AGRB du 29/03/2018 fixant le contenu type d'un projet d'assainissement.
- Rapport(s) intermédiaire(s): à appliquer en tenant compte des remarques précédentes
- Description de la procédure permettant de conclure sur l'obtention des résultats attendus: Ce point détaillera les échantillonnages prévus.

3.3.2 Chapitre 9: Eventuelles mesures d'urgence avant et pendant les travaux

Ce chapitre n'est pas à développer.

3.3.3 Chapitre 10: Mesures de suivi après les travaux

Ce chapitre est à appliquer en considérant le descriptif de monitoring détaillé dans la présente directive (voir chapitre 8: monitoring).

3.3.4 Chapitre 11: Calendrier récapitulatif des travaux

Ce chapitre est à appliquer de façon simplifiée, à savoir uniquement reprendre la durée estimée du chantier.

3.3.5 Chapitre 12: Evaluation des incidences du projet d'assainissement sur l'environnement

Ce chapitre sera rédigé de sorte à répondre à l'évaluation des incidences telle qu'attendue lors de la demande de permis d'environnement classe 1B qui devra être introduite après approbation de l'étude d'assainissement par Bruxelles Environnement.

3.3.6 Chapitre 13: Mesures visant à réduire les incidences sur l'environnement

Ce chapitre est à appliquer.

3.3.7 Chapitre 14: Description détaillée des modalités de suivi de chantier

Ce chapitre est à appliquer en considérant les exigences de suivi reprises dans le chapitre 7.4 Suivi des TA.

Aucune communication n'est attendue vis-à-vis du titulaire d'obligations sachant que chaque dossier sera traité directement par BOFAS qui travaille au nom et pour le compte du demandeur.

3.4 Annexes

- 1 Preuve de propriété: non demandé
- 2 Figures avec contours probables: à fournir
- 3 Détail des coûts: à fournir uniquement pour la variante favorite
- 4 Analyse BATNEEC (selon la stratégie d'assainissement): à fournir
- 5 Etude de stabilité: à fournir
- 6 Figure de l'étude pilote: non demandé
- 7 Avis de l'entrepreneur en assainissement de sol: non demandé
- 8 Autres recherches: à fournir si d'application
- 9 Plan(s) de la / des zones d'excavation et dispositif de rabattement: à fournir
- 10 Dispositifs souterrains et aériens du traitement in situ: à fournir
- 11 Localisation des forages et piézomètres de contrôle sur figure: à fournir.
- 12 Evaluation des risques liés aux contaminations résiduelles: il s'agit d'une annexe différente de celle reprise dans le canevas de l'AGRB du 29/03/2018 fixant le contenu type d'un projet d'assainissement. Cette annexe ne concerne que l'évaluation des risques associés aux contaminations résiduelles. On ne parle pas de gestion des risques
- 13 Résumé non technique: à fournir
- 14 Autres annexes éventuellement pertinentes: à fournir

4 CANEVAS DU RAPPORT D'ASSAINISSEMENT

4.1 Chapitre 1 - Données administratives

Ce chapitre est à appliquer uniquement pour la parcelle ayant abrité l'ancienne station-service.

Pour les parcelles de dispersion, une liste des propriétaires et des exploitants d'activités à risque devra être ajoutée.

4.2 Chapitre 2 - Rappels des objectifs

Ce chapitre est à appliquer de façon adaptée au fonctionnement de BOFAS.

Il doit reprendre:

- un rappel de la situation géologique et hydrogéologique;
- un rappel de la situation environnementale sol et eau;
- un rappel de la technique d'assainissement envisagée;
- un rappel des objectifs d'assainissement.

Attention que les 3 premiers rappels ne sont pas demandés s'ils ont déjà été repris dans des rapports intermédiaires relatifs aux TA de génie civil et/ou in situ.

4.3 Chapitre 3 - Description détaillée des mesures et travaux mis en œuvre

- La description chronologique textuelle: à appliquer.
- Les figures: à appliquer en considérant les données relatives aux TA, les gestions de risques ainsi que les traitements de durée limitée ne sont pas à considérer.
A noter que les figures devront reprendre au minimum les informations demandées par Bruxelles Environnement et seront complétées par les exigences de BOFAS.
- Tableaux d'analyses: à appliquer en intégrant les exigences de BOFAS.
- Photographies: à appliquer.
- Attestations: à appliquer.
- Registre de chantier: à appliquer en fonction de dossier.
- Certificats d'analyses: à appliquer.
- Profils de forages: à appliquer.

4.4 Chapitre 4 - Résultats obtenus en terme d'exposition des personnes et de l'environnement

A appliquer sur base des normes stations-service. Il y a cependant lieu de considérer les définitions des normes d'intervention et d'assainissement de l'ordonnance sol pour, le cas échéant, exclure la nécessité d'une analyse de risques.

4.5 Chapitre 5 - Nature et durée des mesures de suivi éventuellement à mettre en œuvre

A appliquer, vu la nature de l'intervention de BOFAS, à savoir des TA, les mesures envisagées, sauf exception, ne devraient consister qu'en d'éventuelles restrictions d'utilisation. Les normes considérées sont les normes de l'AGRBC station-service.

4.6 Chapitre 6 - Reconnaissance de l'état du sol

N'est pas à appliquer.

4.7 Chapitre 7 - Conclusion du rapport d'assainissement

Ce chapitre est à appliquer en considérant uniquement la réalisation des TA.

4.8 Annexes

1. Matrice et plan cadastraux: non demandé.
2. Analyse BATNEEC: non demandé.
3. Figure(s) de traitement et de la situation finale, y seront également reprises les figures reprenant la situation environnementale avant assainissement (si pas déjà reprises dans des rapports intermédiaires de génie civil et/ou in situ): à fournir.
4. Tableaux d'analyses: à fournir.
5. Photographies commentées: à fournir.
6. Attestations: à fournir.
7. Copie du registre de chantier: non demandé (sauf cas exceptionnel).
8. Certificats d'analyses: à fournir.
9. Logs des forages réalisés durant le traitement: à fournir.
10. Etude de risques: à fournir.
11. Reconnaissance de l'état du sol: non demandé.
12. Résumé non technique: à fournir.

ANNEXE 2: DÉTERMINATION DE LA PERMÉABILITÉ

1 INTRODUCTION

La perméabilité d'une couche de sol est caractérisée par la valeur k de cet horizon.

La valeur k est importante pour:

- la détermination d'une Menace Grave (MG) en cas de dispersion (vitesse de dispersion, définition d'une couche aquiclude, couche de couverture et aquifères, ...);
- la détermination de la variante préférée (dimensionnement des extractions d'air et d'eau souterraine, épuration de l'air et de l'eau souterraine, les rayons d'influence des pompes, permis de pompage d'eau souterraine, permis de rejet, etc.).

L'impact d'une valeur k erronée peut être très grand vu l'importance mentionnée ci-dessus (remarque: dans le reste du texte, l'impact fait référence à l'impact de l'utilisation d'une valeur k erronée sur la détermination d'une MG ou d'une variante préférée). Il faut donc procéder avec beaucoup de prudence et de réflexion lors de la détermination de la valeur k .

Lors de la détermination de la valeur k , il est nécessaire d'identifier les différents horizons de sol. Pour ce faire, on compare les descriptions de forage, la distribution granulométrique, les sondages, les informations provenant des bases de données et les cartes (hydro)géologiques entre eux. De préférence, il est fait usage de la systématique de codage 'Hydrologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen' et les systèmes d'eaux souterraines en Flandre et les masses d'eau en Wallonie. Le cas échéant, une valeur k doit être déterminée pour chaque horizon de sol.

Il est conseillé d'utiliser toutes les données disponibles lors de la détermination de la valeur k . Cela signifie qu'une valeur k déterminée sur la base d'une donnée doit toujours être évaluée par rapport aux autres données disponibles. Sur base de toutes les données disponibles et de l'expérience acquise, l'EAAS, devrait, in fine, définir une valeur k représentative de l'horizon considéré. En fonction de l'objectif et des incertitudes, il est recommandé de prévoir une marge de sécurité.

Si l'incertitude sur la valeur k est telle qu'un impact significatif ne peut être exclu en ce qui concerne la MG, la variante préférée, les permis, ..., il convient de déterminer si une étude supplémentaire est requise.

Cette étude supplémentaire peut consister, par exemple, à contacter les entreprises de rabattement, à effectuer des essais de perméabilité, des essais de pompage,

Selon la nature du sol, une approche différenciée est recommandée. Nous en discuterons d'abord plus en détail. Ensuite, les différentes méthodes de détermination de la valeur k seront abordées.

2 DÉTERMINATION DE LA VALEUR K DANS DES HORIZONS ARGILEUX OU LIMONEUX (LIMON SABLEUX INCLUS)

Pour les sols peu perméables (non sableux), une détermination précise de la valeur k est souvent moins importante car la perméabilité est si limitée qu'il est peu probable qu'il y ait un impact sur:

- une décision quant à une MG (risque de dispersion, couches non-exploitable);
- la variante préférée et les permis car les débits de pompages sont très faibles.

Pour les sols peu perméables, les données bibliographiques de la couche géologique concernée sont souvent suffisantes. Si aucune donnée bibliographique n'est disponible pour la couche en question, il peut être fait usage, par exemple, du diagramme de Rawls, qui montre la perméabilité en fonction du triangle textural (voir chapitre 0).

Le calcul de la valeur k à l'aide d'une formule basée sur la distribution granulométrique n'est pas recommandé pour les sols peu perméables.

3 DÉTERMINATION DE LA VALEUR K DANS DES HORIZONS SABLEUX ET DANS DES GRAVIERS DE PLAINE ALLUVIALE

Pour les sols bien perméables (sables moyens à grossiers et graviers de plaine alluviale), l'impact d'une détermination imprécise de la valeur k est souvent:

- inexistant quant à la MG (risque de dispersion couche exploitable déjà avéré);
- important pour la variante préférée, le permis et le dimensionnement des installations.

Pour les sols moyennement perméables (sables limoneux à fins), l'impact vis-à-vis de la MG et de la variante préférée peut être important.

Le calcul de la valeur k basée sur la distribution granulométrique est recommandé pour les sols bien perméables. Pour les sols moyennement perméables, et en particulier pour les sables limoneux, il faut interpréter le résultat de ce calcul avec beaucoup de précaution. Cette valeur k calculée doit toujours être vérifiée par rapport à d'autres données disponibles.

Dans la littérature, les données sont presque toujours disponibles pour les couches géologiques sableuses.

Attention: pour les graviers de plaine alluviale, la formule de Kozeny n'est plus applicable (granulométrie hors du champ d'application). La perméabilité est recherchée dans des études (dans le cadre de l'exploitation des eaux souterraines et de la réalisation de grands ouvrages de génie civil) et des données bibliographiques (par exemple annexe C3.3. du GRER, tableau 1-1 valeurs de conductivité hydraulique par défaut pour diverses formations géologiques de référence).

4 RÉSUMÉ DE LA MÉTHODE DE DÉTERMINATION DE LA VALEUR K ET IMPACT DE LA VALEUR K

Ci-dessous, sont indiqués, pour les différents types de sol, l'impact de la valeur k sur la MG, la variante préférée et la méthode appropriée pour déterminer la valeur k:

Tableau 1: Méthode appropriée pour déterminer la valeur k en fonction du type de sol

Type de sol	Impact sur la MG	Impact sur la variante préférée	Méthode de détermination de la valeur-k
Argile - Limon - Limon-sableux	Improbable	Improbable	Utilisation d'une valeur de la littérature. Si pas de données disponibles pour l'horizon spécifique, utilisation du diagramme de Rawls
Sables limoneux à fins	Probable	Probable	Utilisation d'une valeur de la littérature. Si pas de données disponibles pour l'horizon spécifique, utilisation de la formule de Kozeny et vérification avec le diagramme de Rawls
Sables moyens à grossiers	Improbable	Grand	Utilisation de la formule de Kozeny et vérification avec les données bibliographiques
Graviers de plaine alluviale	Improbable	Très grand	Utilisation de données bibliographiques

5 BIBLIOGRAPHIE

Les données bibliographiques considérées dans cette annexe sont éprouvées et reprises dans différents codes de bonnes pratiques :

- OVAM: Code van goede praktijk - Pump & Treat deel 1
- la directive Belge 2009/03.05 “conception et réalisation des rabattements” du CSTC (2009)
- GRER Partie C + Annexe C-3.3 GRER Méthodes de détermination de la conductivité

Naturellement, il est toujours conseillé de consulter d'autres références. De même, il y a lieu de considérer l'expérience acquise par l'EAAS ou BOFAS sur des sites localisés à proximité du dossier en cours. Le degré d'alimentation d'un piézomètre lors de la purge ou de l'échantillonnage (bien/mal/insuffisamment alimenté) peut également donner une indication quant à la perméabilité d'un aquifère (caractère exploitable ou non de l'aquifère). Pour ce faire, il est fait référence, entre autres, au CMA et au CWEA.

6 DÉTERMINATION DE LA VALEUR K SUR BASE D'UNE DISTRIBUTION GRANULOMÉTRIQUE

Les laboratoires utilisent différentes techniques pour déterminer la distribution granulométrique. Ces techniques donnent une variation considérable des résultats.

La méthode d'analyse la plus appropriée pour la distribution granulométrique pour déterminer la valeur k à l'aide d'une formule est une analyse selon la norme NEN5753 'Bodem - Bepaling van het lutumgehalte en de korrelgrootteverdeling in grond en waterbodem met behulp van zeef en pipet' (Détermination de la teneur en argile et de la distribution granulométrique dans le sol et les sédiments à l'aide d'un tamis et d'une pipette) à condition que :

- AUCUNE destruction des carbonates ne soit réalisée, mais bien une destruction de la matière organique pour éviter son effet coagulant dans la détermination des fractions de limon et d'argile (méthode de la pipette);
- la fraction >2 mm est AUSSI déterminée;
- suffisamment de fractions doivent être déterminées par ex. <2, 16, 50, 63, 125, 250, 500, 1000 ,2000 en >2000µm.

Remarque: pour les sols limoneux/argileux et pour les distributions granulométriques, qui ne sont pas utilisées pour déterminer la valeur k, la destruction des matières organiques et des carbonates est recommandée. Dans ce cas, la quantité de matières organiques et de carbonates doit de préférence être notifiées séparément.

Notez également que la glauconite peut se décomposer en fractions plus ou moins fines, ce qui entraîne une sous-estimation de la valeur k. L'ampleur de ce phénomène dépend de la méthode d'analyse et de la nature de la glauconite.

Les formules permettant de déterminer une valeur k basée sur la distribution granulométrique ne sont pas valables pour un pourcentage trop élevé de fractions fines. Cela signifie que les formules ne s'appliquent pas aux types de sol tels que l'argile, le limon jusqu'au limon sableux inclus. Même pour les sables limoneux, les formules donnent souvent des résultats peu fiables. La fiabilité augmente à mesure que les fractions sableuses augmentent. Cela ne signifie en aucun cas, cependant, que les résultats pour le sable n'ont plus besoin d'être vérifiées par rapport aux autres données disponibles.

Parmi les formules de détermination de la valeur k, la formule de Kozeny-Carman (et ses dérivés) donne les résultats les plus fiables et est valable pour la gamme la plus large (voir Excel spreadsheet dans la procédure T1250_FOR_perméabilité Kozeny).

Pour les limons sableux, les limons et les sols avec un pourcentage élevé de fractions fines, la valeur k peut être déterminée à l'aide du diagramme de Rawls où la valeur k est déterminée en utilisant le triangle textural (voir plus loin).

6.1 Kozeny-Carman

Il s'agit d'une version de la formule de Kozeny qui tient compte de plusieurs facteurs tels que la surface spécifique de l'échantillon et de la porosité.

La surface spécifique est calculée à l'aide d'une distribution granulométrique complète. La porosité peut être estimée à partir des données bibliographiques ou déduite de la densité sèche de l'échantillon.

Le calcul est le suivant:

La perméabilité $k = Cste/U^2 \times n^3/(1-n)^2$ (en cm/s).

Où:

Cste = 420,86: une constante empirique déterminée, entre autres, par la viscosité de l'eau. Dans le sol, la température est presque constante, de sorte que cette viscosité peut être considérée comme constante.

U = la surface spécifique de l'échantillon calculée comme une moyenne pondérée de la surface spécifique de chaque fraction tamisée. La surface spécifique de chaque fraction tamisée $u_i = 1/d_i$ où d_i est le diamètre moyen des grains en cm de la $i^{\text{ème}}$ fraction tamisée. Etant donné que le diamètre moyen des grains des fractions de tamis les plus petites (p. ex. $<2\mu\text{m}$) et les plus grandes (p. ex. $>2000\mu\text{m}$) ne peuvent normalement pas être déterminées, les diamètres d'ouverture des tamis sont utilisés pour ces diamètres moyens de grains (respectivement $2\mu\text{m}$ et $2000\mu\text{m}$). Pour les autres fractions intermédiaires, le diamètre moyen des grains est déterminé comme suit:

$$d_i = 10^{((\log_{10}(z_{i-1}) + \log_{10}(z_i))/2)}$$

Où z_{i-1} et z_i sont les deux diamètres de tamis entre lesquels se situe la fraction tamisée. On attribue à chaque fraction tamisée un poids égal au pourcentage pondéral (p_i) de cette fraction tamisée. Enfin, la surface spécifique répond à la formule $U = \sum(u_i \times p_i) / \sum(p_i)$ de toutes les fractions tamisées. Si l'on utilise des pourcentages en poids, alors $\sum(p_i) = 100 \%$. Toutefois, il est également possible d'utiliser le poids net de chaque fraction tamisée au lieu du pourcentage pondéral.

n = la porosité est déterminée par le rapport entre le volume des pores et le volume total de l'échantillon sec. En supposant que la densité des grains est approximativement égale à celle du quartz ($d = \pm 2,65 \text{ tonnes/m}^3$), la porosité peut être estimée en utilisant la formule $\text{porosité} = 1 - \text{densité sèche}/2,65$.

L'impact de la teneur en matière organique sur la porosité du sable est très limité. L'effet de la teneur en matière organique sur la porosité n'est pas clair non plus. Il est donc préférable de ne pas tenir compte de la teneur en matière organique lors du calcul de la valeur k . La densité sèche peut donc être considérée comme égale à la densité minérale apparente lue dans le diagramme de Rawls (voir ci-dessous).

La valeur k calculée avec la formule de Kozeny concerne la perméabilité verticale. Suite à des phénomènes anisotropes, la perméabilité horizontale peut être significativement supérieure à la perméabilité verticale. Pour le sable, des valeurs comprises entre 1,5 et 10 sont souvent utilisées pour le rapport k_h/k_v .

A cet égard, le sable est défini comme la fraction supérieure à 50 μm selon le triangle textural américain.

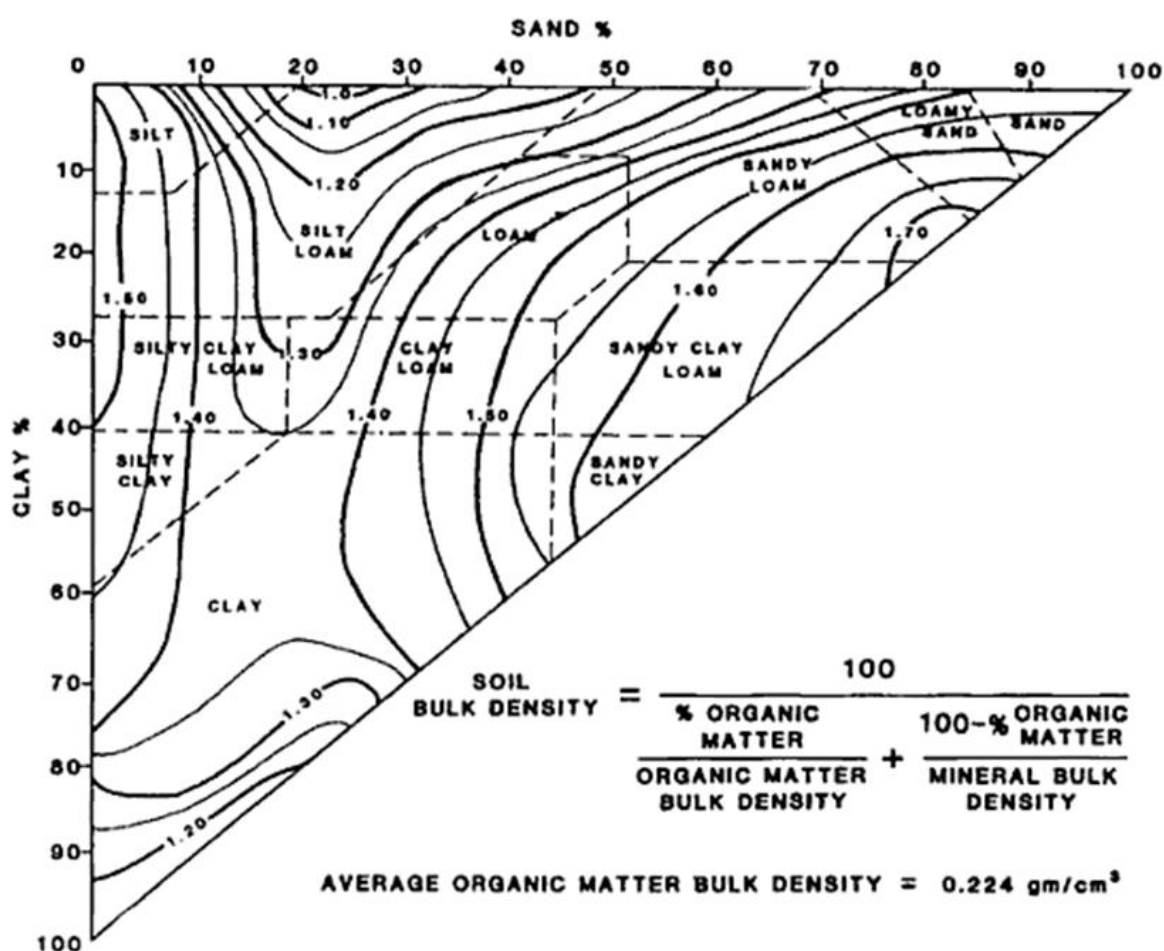


Figure 1. Mineral bulk density (g/cm³).

Figure 1: diagramme de RAWLS relatif à la densité 'minérale' apparente

La valeur lue sur le diagramme est la 'densité minérale apparente'.

6.2 Diagramme de RAWLS relatif à la perméabilité hydraulique en fonction du triangle textural

A cet égard, le sable est défini comme la fraction supérieure à 50 μm selon le triangle textural américain. Le domaine d'applicabilité est indiqué par le contour vert.

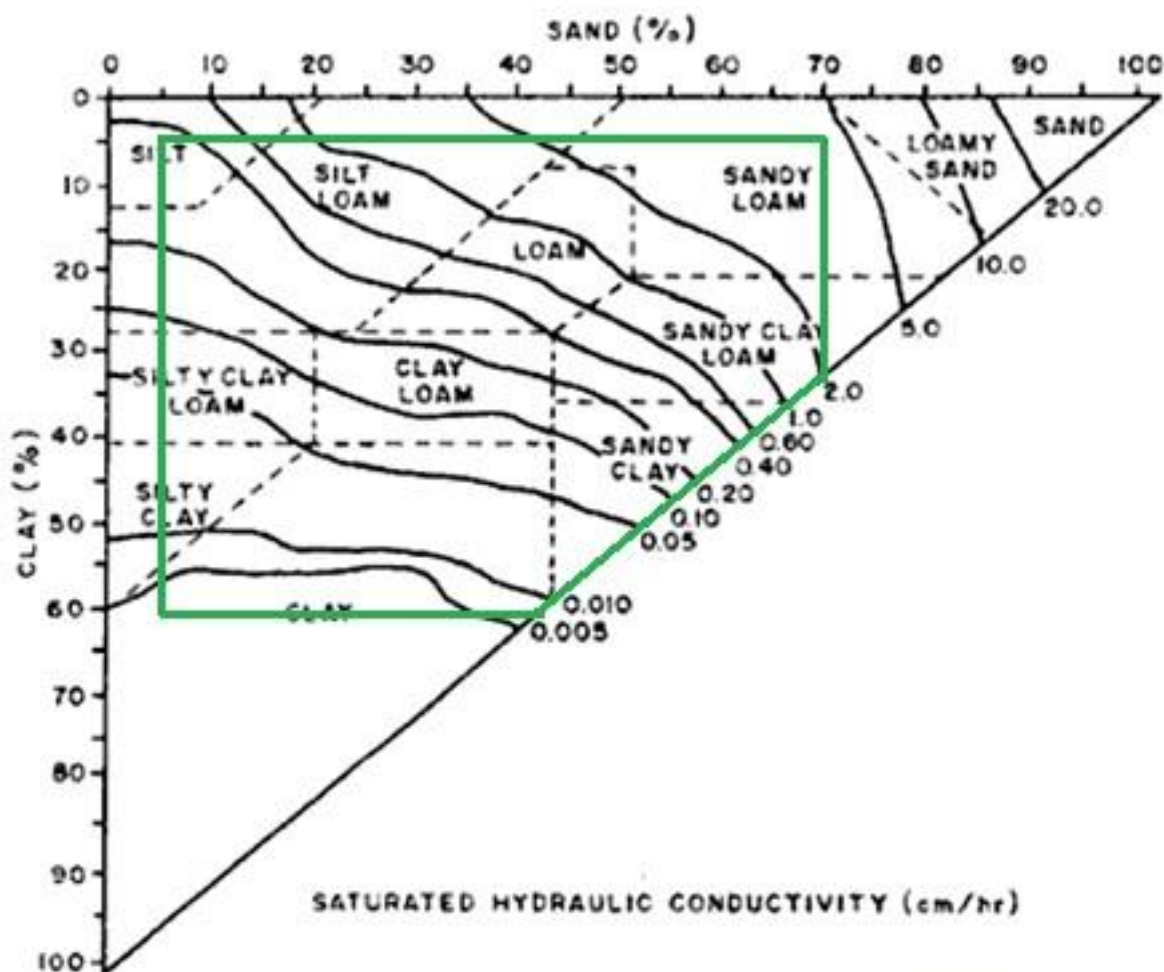


Figure 3.42.—Saturated Conductivity Classified by Soil Texture (Rawls et al., 1990).

Figure 2: diagramme de RAWLS relatif à la perméabilité en fonction du triangle textural

7 ÉTUDE SUPPLÉMENTAIRE

Une étude supplémentaire est souhaitable si, sur base de la bibliographie et des distributions granulométriques susmentionnées, il subsiste une grande incertitude quant à la valeur k des différents horizons de sol pouvant avoir un impact significatif.

Les sols sableux, les entreprises locales spécialisées en rabattement sont sans aucun doute une autre source d'information importante à contacter si nécessaire.

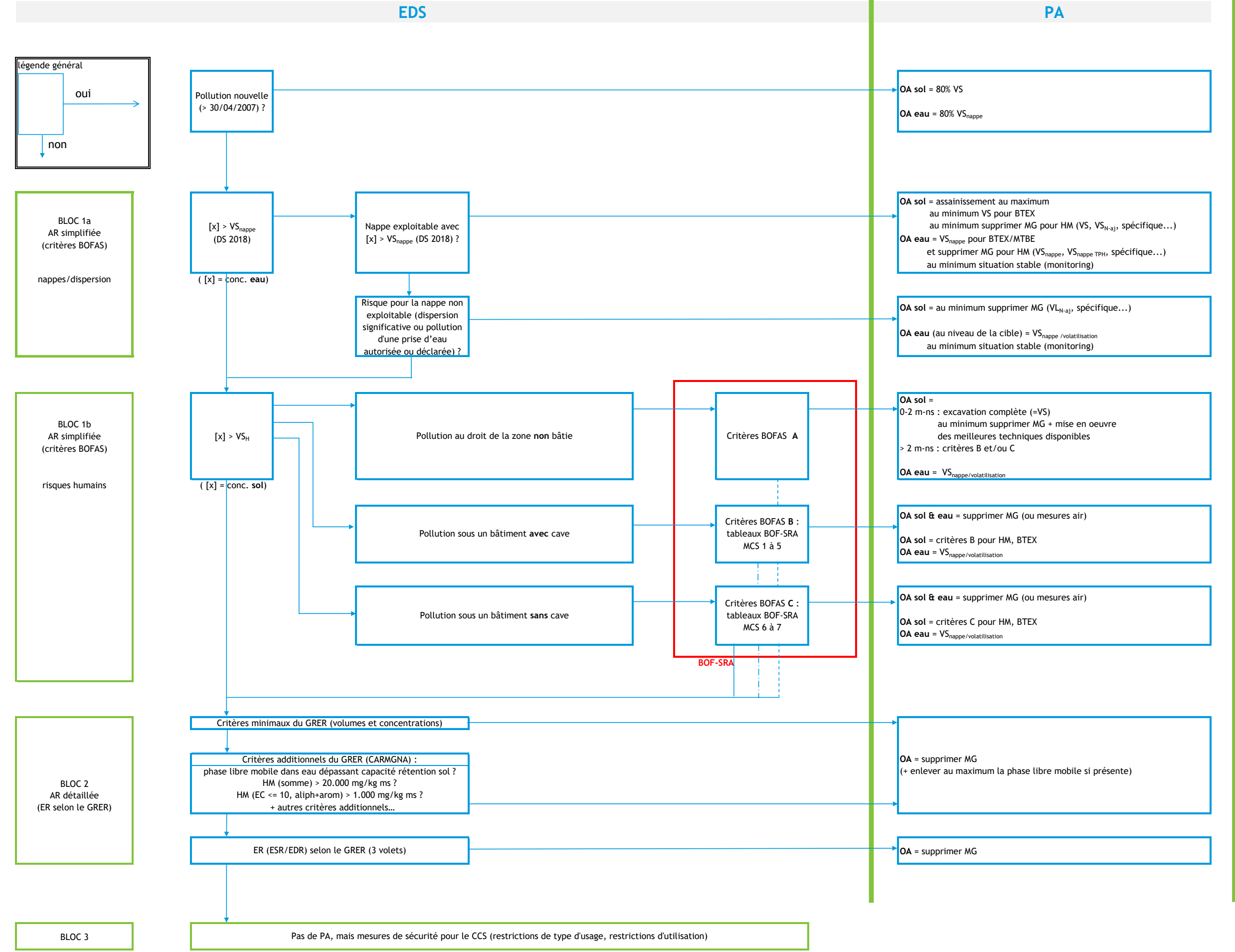
De plus, des tests de pompage peuvent être effectués ex- ou in-situ. Les modalités de réalisation de ces tests sont reprises dans les ouvrages de référence déjà mentionnés dans le chapitre bibliographie. En outre, nous mentionnons également le projet CMA/7/A.2 ontwerp verzadigde hydraulische geleidbaarheid (laboproef).

Compte tenu de l'importance des coûts et du temps nécessaires aux essais de pompage, il est recommandé de les éviter.

Souvent, la détermination précise de la valeur k peut être effectuée en combinaison avec les travaux d'assainissement du sol par excavation avec rabattement.

ANNEXE 3: SCHÉMA BOF-TRA WALLONIE

Schéma BOF-TRA Wallonie



ANNEXE 4: ANALYSE DE RISQUES PAR PALIERS (BOF-TRA), EXPLICATIONS DU SCHÉMA WALLONIE

1 PRINCIPE ET CONDITIONS PREALABLES

1.1 Le BOF-TRA et la détermination de la nécessité d'assainissement

La détermination de la nécessité d'assainissement en Région wallonne a lieu en procédant à une évaluation par paliers, consistant à vérifier systématiquement si la pollution constitue une Menace Grave (MG). Il s'agit ici d'implémenter le concept de 'menace grave' du décret sols, conformément au GRER. Dès qu'une MG a été identifiée, un objectif d'assainissement (correspondant au minimum à l'élimination de cette MG) peut lui être associé.

Le BOF-TRA se compose de 3 grands blocs:

- Un premier bloc contient une AR simplifiée via des critères BOFAS adaptés à la situation spécifique de BOFAS. Le bloc 1 concerne tant le risque pour les eaux souterraines (bloc 1a) que le risque toxicologique pour la santé humaine (bloc 1b). Si aucune MG n'est détectée au niveau de cette AR simplifiée, on passe alors au deuxième bloc du schéma décisionnel.
- Le deuxième bloc du schéma reprend une AR plus poussée effectuée selon le GRER, mais limitée à la situation "actuelle+". La limitation à la situation actuelle+ est justifiée par le fait que les sites tombent presque toujours dans la catégorie "Activités En Cours (AEC)". Ce deuxième bloc traite les 3 volets de l'AR: le risque toxicologique pour la santé humaine, le risque pour les eaux souterraines et le risque de dégradation des écosystèmes.
- Enfin, dans le cas où ni le bloc 1 ni le bloc 2 n'indiquent de nécessité d'assainissement, il y a encore lieu de vérifier, conformément au GRER, via le troisième bloc, s'il est nécessaire d'imposer des restrictions de type d'usage ou des restrictions d'utilisation.

Le bloc 1 du BOF-TRA a été établi en tenant compte des conditions préalables suivantes:

- l'évaluation est basée sur la situation actuelle+;
- le site est caractérisé par un usage résidentiel (type d'usage III selon l'annexe 2 du décret sols);
- les critères BOFAS B et C (voir BOF-SRA) ont été déterminés sur base du risque inhalatoire et leur évaluation doit être effectuée au moyen de concentrations, mesurées ou estimées, considérées comme représentatives de la zone sous le bâtiment (critères B et C, correspondant aux zones bâties respectivement avec et sans cave).

Si la situation réelle s'écarte sensiblement des conditions préalables du bloc 1, il se peut alors que le bloc 2 doive être utilisé, par exemple pour des sites caractérisés par un type d'usage plus strict. Les sites caractérisés par un type d'usage moins strict peuvent éventuellement être évalués selon le BOF-TRA (moyennant concertation avec BOFAS).

Lors de l'utilisation du schéma BOF-TRA dans la phase du PA (déterminer les objectifs d'assainissement), il est important de parcourir le bloc 1 dans son intégralité, c'est-à-dire tant pour la partie 'risque pour les eaux souterraines' que pour la partie 'risque

toxicologique pour la santé humaine'. Il s'agit en effet de bien comprendre les différents éléments qui peuvent être à l'origine d'un risque et de formuler le cas échéant des objectifs d'assainissement appropriés.

Par analogie avec le BOF-TRA en Flandre, la relation entre la pollution du sol et la pollution des eaux souterraines est incluse dans ce schéma. Dans le cas d'une pollution aux hydrocarbures, il n'est pas possible d'assainir les eaux souterraines sans avoir au préalable suffisamment assaini le sol. Par conséquent, si une MG est démontrée pour les eaux souterraines, par exemple à la suite de la dispersion, il existe alors également une nécessité d'assainissement pour la contamination du sol.

Le modèle de décision, y compris la relation entre la nécessité d'assainissement et les objectifs d'assainissement, est présenté dans le schéma décisionnel BOF-TRA en annexe. Une description des différents paliers est reprise dans les paragraphes suivants.

Une fois que les objectifs d'assainissement ont été déterminés, ceux-ci sont considérés comme une condition préalable lors du choix de la variante d'assainissement. Il est alors vérifié si, tenant compte des spécificités du projet, ces objectifs d'assainissement peuvent être atteints et s'ils sont conformes au principe BATNEEC.

1.2 Le BOF-TRA comme outil de détermination des objectifs d'assainissement

On commence par examiner s'il existe un risque de dégradation et/ou de dispersion concernant les eaux souterraines (bloc 1a). A cette problématique sont associés des objectifs d'assainissement assez sévères et univoques, fondés sur les normes.

Si les aspects ci-dessus ne donnent pas lieu à un assainissement, la nécessité d'assainissement est déterminée, lors d'une deuxième étape, en examinant le risque toxicologique pour la santé humaine (bloc 1b). On considère pour cela à la fois la zone non bâtie et la zone bâtie.

Pour la zone non bâtie, le but est de tendre vers un assainissement maximal dans la mesure où cela est techniquement faisable et BATNEEC. Des objectifs d'assainissement sévères sont appliqués certainement pour les 2 premiers mètres, ce qui est la plupart du temps faisable en pratique. La plupart des voies d'exposition peuvent de cette façon être supprimées.

Pour la zone bâtie, les objectifs d'assainissement sont déterminés par le risque inhalatoire, selon le principe du BOF-SRA. Les valeurs calculées au niveau du BOF-SRA permettent d'évaluer de façon simple une pollution (résiduelle) présente dans la zone bâtie. Les valeurs opérationnelles d'assainissement du BOF-SRA (à savoir les valeurs de screening) sont calculées de manière très conservatoire et servent également d'objectifs d'assainissement, tant pour le sol que pour l'eau souterraine. L'EAAS veillera à ce que la simulation BOF-SRA

choisie soit suffisamment conservatoire : il démontre dans chaque rapport que la situation en place correspond bien au MCS choisi et que le taux en matière organique du MCS choisi est suffisamment sécuritaire vis-à-vis des valeurs analysées sur le terrain aux profondeurs considérées. Voir annexe 6 pour de plus amples explications sur le choix de la simulation BOF-SRA.

Vis-à-vis de l'eau souterraine, la $VS_{\text{nappe/volatilisation}}$ (GRER) est utilisée comme objectif d'assainissement concernant le risque inhalatoire.

Si, pour le sol et éventuellement pour l'eau souterraine, les objectifs d'assainissement susmentionnés ne peuvent pas être atteints dans certaines zones, il est conseillé d'effectuer des mesures d'air du sol pendant la phase du PA. Les résultats des mesures d'air du sol peuvent être encodés dans S-Risk ou comparés aux valeurs de screening BOFAS pour l'air du sol (voir pilier 4 de l'AR et Annexe 8 et Annexe 10).

Les valeurs de screening pour l'air du sol ne seront pas retenues comme objectifs d'assainissement dans le PA. Mais dans certains cas, elles permettront déjà de conclure que la pollution correspondante, mesurée dans le sol, ne présente pas de MG en terme de risque inhalatoire.

Si les mesures d'air du sol effectuées au stade du PA montrent en revanche qu'il existe toujours un risque inhalatoire, il y aura lieu de vérifier, en tenant compte des spécificités du site, si des mesures supplémentaires (mesures d'air du sol après les TA, mesures d'air intérieur, ...) sont appropriées afin d'affiner davantage l'évaluation du risque et les éventuelles mesures complémentaires.

2 EXPLICATION QUANT AUX DIFFERENTES ETAPES DU BOF-TRA

2.1 Bloc 1 - analyse de risques simplifiée (AR selon les critères BOFAS)

2.1.1 Bloc 1a - risques pour les eaux souterraines

Il s'agit ici de vérifier s'il existe un risque de dégradation et/ou de dispersion concernant les eaux souterraines.

Le cadre d'évaluation se concentre uniquement sur l'eau elle-même, en tant que récepteur.

Les éventuels risques toxicologiques pour la santé humaine dus à la pollution de l'eau souterraine (p.ex.: exposition due à la consommation d'eau souterraine, risque inhalatoire dû à l'évaporation de l'eau souterraine, ...) sont traités dans le volet 'risque toxicologique pour la santé humaine' (bloc 1b).

Le risque de lessivage du sol vers l'eau souterraine n'est pas non plus abordé directement dans le bloc 1a. Etant donné que les activités des stations-service dont il est question dans la présente directive ont cessé depuis longtemps, on peut considérer que, si un risque de lessivage existe, celui-ci s'est déjà produit et se manifeste déjà par une pollution de l'eau souterraine.

2.1.1.1 Nappe exploitable

En premier lieu, il convient de vérifier si la nappe est exploitable ou non.

Concernant la définition du caractère exploitable, il est renvoyé au GRER Partie C. En cas d'incertitude, il peut être souhaitable de consulter le SPW/DEE.

Le caractère aquifère ou non des couches rencontrées doit être justifié dans le rapport à l'aide d'arguments probants, y compris un tableau synthétique résumant la structure et les caractéristiques hydrogéologiques des différentes couches (unités hydrogéologiques, stratigraphie, lithologie, ...), basés notamment sur les cartes géologiques et hydrogéologiques de la Région wallonne.

Selon le BOF-TRA, on considère qu'il existe une MG pour une nappe exploitable si on mesure, dans des piézomètres placés au niveau de cette nappe, des concentrations dans l'eau souterraine qui dépassent la VS_{nappe} . Cette évaluation est réalisée indépendamment du fait que ce dépassement est mesuré à hauteur de la source (à l'intérieur du site), au droit de la limite de parcelle, ou au niveau d'un récepteur. La présence d'une prise d'eau (autorisée

ou déclarée) dans la nappe exploitable ne joue ici aucun rôle, mais constitue un élément pertinent dans l'évaluation de l'urgence et des mesures de sécurité. BOFAS préfère donc utiliser un critère plus strict que le GRER pour l'évaluation de la MG dans le cas d'une nappe exploitable.

Remarque: Ce critère plus strict ne s'applique qu'en phase d'EDS pour déterminer la nécessité d'assainissement et en phase de PA pour déterminer les objectifs d'assainissement. Dans le cas où l'AR est réalisée au stade de l'EF, c'est le critère d'évaluation du GRER qui doit être appliqué quant au risque vis-à-vis de la nappe exploitable.

Détermination des objectifs d'assainissement

Dans le cas d'une nappe exploitable, l'objectif d'assainissement pour le sol consiste en une élimination maximale de la pollution. Pour les BTEX, l'objectif minimal est de tendre vers la VS. Pour les HM, l'objectif minimal est de tendre vers une valeur qui ne donne pas lieu à un risque de dispersion pour l'eau souterraine: cette valeur doit éventuellement être déterminée spécifiquement au site, ou bien il peut être fait usage des normes VS ou VS_{N-aj} .

Pour l'eau souterraine, l'objectif d'assainissement est:

- en première instance, la VS_{nappe} pour les BTEX et le MTBE et la valeur opérationnelle d'assainissement (VS_{nappe} , $VS_{nappe\ TPH}$ ou valeur spécifique au site) pour les HM;
- en dernier recours, une situation stable (eu égard à la situation avant travaux) démontrée à l'aide d'un monitoring.

Les objectifs d'assainissement pour l'eau souterraine ont trait à la nappe exploitable, et ce tant dans la plume qu'au niveau de la zone source.

2.1.1.2 Nappe non exploitable

Contrairement au GRER qui, pour une nappe non exploitable, fixe la VL_{nappe} comme critère de MG au niveau du récepteur ou de la limite de parcelle, l'approche BOF-TRA applique le principe suivant pour la détermination de la MG associée à la dispersion.

Il y a une MG pour une nappe non exploitable lorsque:

- une dispersion significative est constatée sur base des analyses d'eau souterraine, dont il ressort que le panache de pollution dans l'eau souterraine est bien supérieur au panache de pollution dans le sol. Cette constatation est faite par comparaison visuelle entre les contours 'sol' et 'eau' des polluants les plus mobiles;
- une pollution est constatée dans l'eau d'une prise d'eau autorisée ou déclarée implantée dans une nappe non exploitable. La présence d'une telle prise d'eau est vérifiée en consultant la banque de données 10-Sous et l'administration communale. Une prise d'eau non déclarée n'est pas considérée comme une cible.

Détermination des objectifs d'assainissement

Dans le cas d'une nappe non exploitable, l'objectif d'assainissement minimal pour le sol est de tendre vers une valeur qui ne donne pas lieu à un risque de dispersion via les eaux souterraines. Cette valeur doit éventuellement être déterminée spécifiquement au site, ou bien il peut être fait usage de la norme VL_{N-aj} .

Pour les eaux souterraines, l'objectif d'assainissement dépend du récepteur. Dans la plupart des dossiers, le récepteur étant un bâtiment (risque inhalatoire), on peut tendre:

- en première approche, vers la $VS_{nappe/volatilisation}$;
- en dernier recours, vers une situation stable (eu égard à la situation avant travaux) démontrée à l'aide d'un monitoring.

2.1.2 Bloc 1b - risques d'exposition toxicologique humaine

Il s'agit de vérifier ici si la pollution du sol constatée entraîne un risque d'exposition toxicologique humaine sur base de la situation actuelle+. Pour chaque zone ou scénario pertinent, un MCS est établi, qui est ensuite examiné au bloc 1b.

Si, selon la situation actuelle+, l'usage du terrain est autre que résidentiel, il faudra, en concertation avec BOFAS, envisager de passer au bloc 2 (AR détaillée, c'est-à-dire selon le GRER) du BOF-TRA.

On commence par comparer les concentrations rencontrées vis-à-vis de la norme VS_H . Pour des concentrations inférieures à la VS_H , l'EAAS passe au bloc 2 du schéma décisionnel et, si besoin, au bloc 3 (mesures éventuelles en cas d'absence de nécessité d'assainissement lors de l'EDS).

L'évaluation est effectuée séparément pour chacune des trois zones ci-dessous (pour autant qu'elles soient présentes):

- Zone non bâtie ((suspicion de) pollution au droit de la zone non bâtie);
- Zone bâtie avec cave ((suspicion de) pollution sous un bâtiment avec cave) */**;
- Zone bâtie sans cave ((suspicion de) pollution sous un bâtiment sans cave) **.

** La pollution ne doit pas nécessairement être présente sous la cave. Il suffit que le bâtiment ait une cave et qu'il puisse y avoir de la pollution sous (une partie du) bâtiment.*

*** Dans le cas d'un bâtiment avec un vide ventilé, l'EAAS doit décider de façon argumentée s'il y a lieu de considérer pour l'évaluation les critères d'un bâtiment avec cave ou sans cave.*

Même si la contamination donne lieu à une MG dans l'une des 3 zones, les autres zones seront toujours examinées.

Pour chacune des zones susmentionnées, BOFAS a établi des critères internes, respectivement les critères A, B et C, afin de pouvoir décider de manière simple et rapide si un PA doit être établi. Ces critères se trouvent dans le BOF-SRA.

Si, sur base de ces critères, il n'est pas possible de conclure à la nécessité d'établir un PA, le schéma décisionnel doit être poursuivi à partir du bloc 2 et une AR plus poussée doit être effectuée.

L'approche BOF-TRA pour le risque toxicologique humain du bloc 1, critères B et C, est dans un premier temps basée sur les concentrations dans le sol. S'il apparaît qu'il n'y a pas de MG associée à la contamination du sol, une vérification supplémentaire sera effectuée sur base des $VS_{\text{nappe/volatilisation}}$ ou des concentrations à l'équilibre des eaux souterraines.

Dans des cas exceptionnels, sous réserve d'une concertation préalable avec BOFAS, les critères B et C peuvent être affinés au stade de l'EDS via des mesures d'air du sol.

2.1.2.1 Zone non bâtie (critères A)

Dans les cas ci-dessous, on conviendra qu'il s'agit d'une MG et un PA pourra être établi immédiatement:

- la pollution est facilement accessible, pour un volume de sol pollué $>25\text{m}^3$ en zone résidentielle ou dans une zone à usage résidentiel de fait;
- une pollution présentant des concentrations supérieures aux VS du décret sols est constatée ET les citernes se trouvent dans la zone contaminée (risque de concentrations plus élevées sous ou à proximité des citernes);
- des concentrations supérieures à la valeur de risque de perméation sont mesurées dans le sol au droit du tracé du raccordement privatif d'eau potable et/ou à hauteur des conduites d'eau potable sous le domaine public (voir Annexe 3 et Annexe 4 BOF-SRA).

Dans les cas ci-dessous, il est en revanche conseillé de ne pas procéder directement à l'élaboration d'un PA pour la zone non bâtie, mais plutôt de passer au bloc 2 (généralement, il s'agira de réaliser une EDR en utilisant le logiciel S-Risk):

- selon la situation actuelle+, la pollution se situe dans une zone où le cadre d'évaluation est moins strict: récréatif et commercial, industriel léger, industriel lourd;
- la pollution ne s'observe qu'en profondeur (p.ex.: après un assainissement antérieur ou suite à des travaux d'infrastructures);
- la pollution s'observe principalement sous ou à hauteur des citernes souterraines et ces citernes ne peuvent être enlevées (par exemple pour des raisons de stabilité);
- la contamination est minime: $<25\text{m}^3$;
- il s'agit d'une pollution de grande ampleur présentant de faibles concentrations et nécessitant des coûts de remise en état considérables;
- la contamination s'observe (exclusivement) au niveau d'une parcelle voisine et le voisin ne donne pas l'autorisation d'effectuer les TA.

Détermination des objectifs d'assainissement

L'objectif pour le sol est d'éliminer autant que possible les voies d'exposition, et ce de la façon suivante:

- pour la couche supérieure 0-2m-n:
 - tendre vers une excavation complète (VS), tout en mettant en œuvre les meilleures techniques disponibles (en terme d'indicateurs environnementaux, économiques et sociaux) et en prenant en considération les caractéristiques du terrain, pour autant qu'il n'y ait pas de menace grave associée;
- pour la zone >2m-n:
 - excaver jusqu'au critère B du BOF-SRA pour la zone (non bâtie et) bâissable (situation actuelle+);
 - excaver jusqu'au critère C du BOF-SRA pour la zone (non bâtie et) non bâissable (situation actuelle+).

L'objectif pour les eaux souterraines est la $VS_{\text{nappe/volatilisation}}$.

2.1.2.2 Zone bâtie avec cave (critères B)

Pour les BTEX et les HM, les valeurs mesurées dans le sol sont comparées au critère B du BOF-SRA.

Si les concentrations rencontrées dépassent les concentrations du critère B, on conviendra qu'il s'agit d'une MG et un PA pourra être établi immédiatement.

Détermination des objectifs d'assainissement

Dans le sol, l'objectif d'assainissement est la valeur opérationnelle d'assainissement. Il sera fait usage du critère B du BOF-SRA.

Pour les eaux souterraines, l'objectif d'assainissement est la $VS_{\text{nappe/volatilisation}}$.

2.1.2.3 Zone bâtie sans cave (critères C)

Pour les BTEX et les HM, les valeurs mesurées dans le sol sont comparées au critère C du BOF-SRA.

Si les concentrations rencontrées dépassent les concentrations du critère C, on conviendra qu'il s'agit d'une MG et un PA pourra être établi immédiatement.

Détermination des objectifs d'assainissement

Dans le sol, l'objectif d'assainissement est la valeur opérationnelle d'assainissement. Il sera fait usage du critère C du BOF-SRA.

Pour les eaux souterraines, l'objectif d'assainissement est la $VS_{\text{nappe/volatilisation}}$.

2.1.2.4 Objectifs d'assainissement en cas de pollution résiduelle en zones bâtie et non bâtie

Si, après les TA, une pollution résiduelle présentant des concentrations supérieures aux objectifs d'assainissement ne peut vraisemblablement pas être éliminée, il est recommandé de vérifier l'impact de ces concentrations dans une Etude de Risques (ER = AR complète conformément au GRER).

Dans de nombreux cas, il est également conseillé d'effectuer, déjà au stade du PA, des mesures d'air du sol complémentaires. Il s'agit en effet de vérifier, au stade du PA, s'il y a une MG et donc d'ajuster en conséquence les objectifs d'assainissement préconisés.

2.2 Bloc 2 - analyse de risques détaillée (ESR/EDR selon le GRER)

Si, de l'évaluation des blocs 1a et 1b, il ressort qu'il n'y a pas de risque potentiel d'exposition humaine ou pour les eaux souterraines (dispersion) sur base d'une AR simplifiée (selon les critères BOFAS), l'EAAS passe au bloc 2 du BOF-TRA.

Le bloc 2 du BOF-TRA suit la procédure du GRER, sous réserve des remarques suivantes portant sur les bases d'évaluation retenues et sur l'usage du terrain:

- compte tenu de la spécificité des dossiers traités (anciennes stations-service), la grande majorité des sites relèveront, pour l'usage du terrain, du cas AEC (terrain avec Activités En Cours). Si d'application, le cas FSP ou FAP (Friche/terrain vague Sans ou Avec Projet de réaffectation) sera également pris en compte;
- la conclusion opérationnelle sur la présence ou non d'une nécessité d'assainissement sera principalement tirée pour la situation actuelle+;
- dans le bloc 2, BOFAS ne souhaite pas, dans le cadre des EDS, tirer de conclusions sur l'urgence de l'assainissement;
- par analogie avec ce qui précède, aucune mesure de suivi ne sera définie, durant la phase d'EDS, concernant les terrains pour lesquels l'AR révèle une nécessité d'assainissement (sauf dans les cas exceptionnels de danger aigu et immédiat);
- la problématique des restrictions de type d'usage ou des restrictions d'utilisation sera, pour les taches non-assainies et pour les terrains soumis à une nécessité d'assainissement, uniquement examinée après les TA, sur base des pollutions résiduelles réelles.

Le schéma décisionnel du bloc 2 se déroule comme suit:

1. Etape 1: volumes et concentrations minimaux;
2. Etape 2: comparaison aux 'critères additionnels' du GRER;
3. Etape 3: Etude Simplifiée des Risques (ESR) et éventuellement Etude Détaillée des Risques (EDR).

2.2.1 Etape 1

Sur base de la liste des critères minimaux du GRER ('conditions limites de volume et de concentration pour que la pollution du sol soit de nature à présenter une menace grave'), la probabilité qu'un site BOFAS remplisse les critères minimaux est très faible.

Si les concentrations des polluants sont inférieures aux VS, il n'y a pas de MG.

2.2.2 Etape 2

Lors de l'étape 2, les 'critères additionnels relatifs à la menace grave et à la nécessité d'assainir' sont examinés. Dans le GRER ont été définies plusieurs conditions qui correspondent à une MG et qui donc génèrent une nécessité d'assainissement.

Le critère "présence de phase libre à l'état mobile et en des quantités dépassant les capacités physiques de rétention du sol" doit être démontré au moyen d'un test de récupération de produit.

Pour les 2 autres critères ci-dessous, une argumentation claire doit être fournie quant à l'interprétation de la notion de 'significatifs/significative':

- "situations où les processus de lessivage et dispersion ont conduit à des impacts déjà avérés sur la qualité de l'eau souterraine ou de surface (objectifs de qualité de l'eau non respectés pour une cible donnée), lorsque ces impacts concernent des volumes significatifs et s'étendent au-delà des limites du terrain ou de l'emprise sur laquelle le titulaire dispose d'un droit (...)" ;
- "situations où, en ce qui concerne les taches de pollution, des impacts avérés sur la qualité du sol (concentrations en polluants supérieures aux VS) s'étendent de manière significative au-delà des limites du terrain ou de l'emprise sur laquelle le titulaire dispose d'un droit (...)" .

2.2.3 Etape 3

L'étape 3 comporte la phase durant laquelle sont réalisées une ESR et éventuellement une EDR pour chacun des 3 volets suivants : risque toxicologique humain, risque pour les eaux souterraines et risque pour les écosystèmes.

Il convient de tenir compte du fait que, dans les blocs 1a et 1b, un certain nombre d'évaluations ont déjà été réalisées, qui pourraient éventuellement être intégrées dans le bloc 2. L'évaluation peut ainsi être limitée à un traitement et à une retranscription de l'évaluation précédente, si nécessaire, après avoir approfondi un certain nombre d'aspects spécifiques.

Contrairement au bloc 1b, le risque toxicologique humain comprend toutefois à ce stade des voies d'exposition autres que le risque purement inhalatoire (zone bâtie) du BOF-SRA.

En ce qui concerne le risque pour les eaux souterraines, il sera fait référence au bloc 1a, à condition qu'il soit complété par une évaluation plus poussée du risque de dispersion et de lessivage. Comme cette question a déjà été partiellement traitée dans le bloc 1a, l'aspect des eaux souterraines dans le bloc 2 se concentrera davantage sur l'ESR en tenant compte cette fois de l'aspect temporel et/ou sur l'EDR.

Enfin, le risque pour les écosystèmes est en premier lieu traité via l'ESR (outil ESR.xlsm) conformément au GRER Partie D. Pour les sites BOFAS, une EDR vis-à-vis du risque écotoxicologique ne devra être appliquée que dans des cas exceptionnels.

2.3 Bloc 3 - mesures éventuelles en cas d'absence de nécessité d'assainissement durant l'EDS

Si, après avoir parcouru les blocs 1 et 2 du BOF-TRA, il apparaît que, selon la base d'évaluation à considérer (souvent en fonction de la situation actuelle+), il n'y a pas de nécessité d'assainissement, le bloc 3 est finalement examiné pour vérifier si des éventuelles mesures de sécurité (restrictions de type d'usage ou restrictions d'utilisation) sont d'application.

Cette évaluation est réalisée sur base des lignes directrices reprises dans le GRER. Étant donné le nombre limité de dossiers de ce type (absence de nécessité d'assainissement), cette évaluation n'est pas développée dans la présente directive: il est renvoyé au GRER.

3 RAPPORTAGE

Pour le rapportage, il est renvoyé aux lignes directrices du CWBP.

En outre, BOFAS souhaite voir figurer clairement et simplement dans le rapport comment l'EAAS a interprété la pollution présente dans le cadre du schéma décisionnel BOF-TRA. Cela peut se faire, par exemple, en passant en revue les critères ci-avant sur base d'une explication textuelle, jusqu'à ce que la MG soit déterminée et qu'une conclusion simple soit formulée.

L'EAAS est libre d'exposer à sa manière les choix effectués dans l'approche BOF-TRA, à condition que ces choix soient au minimum tracés dans le schéma décisionnel et que la motivation apportée soit suffisante.

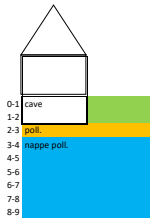
Quand l'EAAS fait usage des critères B ou C du BOF-SRA, il démontre dans le rapportage que la situation en place correspond bien au MCS choisi et que le taux en matière organique du MCS choisi est suffisamment sécuritaire vis-à-vis des valeurs analysées sur le terrain aux profondeurs considérées.

ANNEXE 5: SCHÉMA BOF-SRA WALLONIE

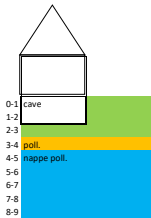
Schéma BOF-SRA Wallonie
Valeurs opérationnelles d'assainissement pour les polluants des stations-service en Wallonie - voie exposition: inhalation

MCS de base

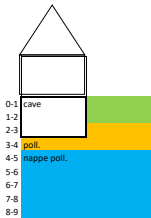
MCS-1



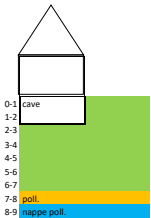
MCS-2



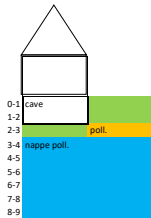
MCS-3



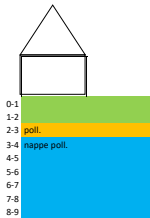
MCS-4



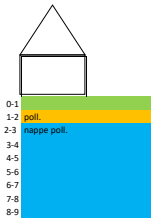
MCS-5



MCS-6



MCS-7



Autres MCS

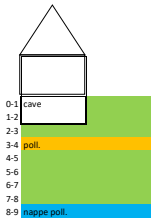
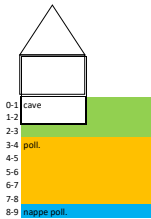
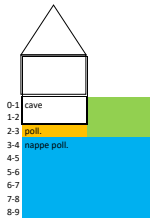


Tableau récapitulatif des valeurs de screening pour le sol corrigées (si nécessaire) en fonction du Décret sols 2018 (tenant compte de l'AGW du 13/12/2018 remplaçant l'annexe I du Décret sols 2018)

		Valeur opérationnelle d'assainissement pour le sol (mg/kg ms)																																																																					
		Bâtiment AVEC cave																				Bâtiment SANS cave																																																	
Lithologie	MO%	MCS-1										MCS-2										MCS-3										MCS-4										MCS-5										MCS-6										MCS-7									
		Diesel					Essence					Diesel					Essence					Diesel					Essence					Diesel					Essence					Diesel					Essence					Diesel					Essence														
		HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	HM	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.																						
		EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.	EC5-35*	EC10-40**	ECB-10	EC10-12	Benz.	Ethylb.																						
SABLE	3,3	930	910	23	90	0,1	0,3	1600	1600	41	160	0,1	0,45	790	770	21	76	0,1	0,3	6300	6200	150	610	0,22	1,1	9900	9700	240	950	0,35	1,5	20000	20000	900	3500	1,5	6	20000	20000	540	2200	0,71	2,8																												
LIMON SABLEUX	2,8	3200	3100	80	310	0,12	0,5	5400	5300	130	520	0,31	1,3	1500	1400	37	140	0,1	0,45	14000	13000	340	1300	0,59	2,6	15000	14000	370	1400	0,61	2,7	20000	20000	1000	20000	8,9	40	20000	20000	1000	20000	4,6	20																												
LIMON	2,5	4000	3900	100	390	0,16	0,7	7800	7600	190	740	0,31	1,3	2800	2800	70	270	0,12	0,54	20000	19000	490	1900	0,85	3,6	20000	19000	490	1900	0,81	3,7	20000	20000	1000	20000	14	63	20000	20000	1000	20000	7	33																												
ARGILE	4,4	9000	8700	220	860	0,33	1,5	17000	16000	420	1600	0,66	3	6082	5900	140	580	0,23	1,1	20000	20000	1000	4600	1,8	8,9	20000	20000	1000	4200	0,33	1,5	20000	20000	1000	20000	31	120	20000	20000	1000	20000	15	60																												
LIMON CARILLUTEUX	6	7800	7600	190	740	0,29	1,4	14000	14000	360	1400	0,48	2,5	3400	3300	84	320	0,2	1	20000	20000	910	3500	1,4	6,6	20000	20000	780	3000	1,2	5,7	20000	20000	1000	20000	23	110	20000	20000	1000	20000	11	55																												

* HM EC5-35 : seules les fractions pertinentes d'un diesel standard sont à considérer pour la comparaison du paramètre 'somme' des HM (DRO: Diesel Range Organics)
** HM EC10-40 : seules les fractions pertinentes d'un diesel standard sont à considérer pour la comparaison du paramètre 'somme' des HM (DRO: Diesel Range Organics)
rouge : valeur opérationnelle d'assainissement corrigée en fonction de la VS du décret sols comme limite inférieure
(lorsque la valeur opérationnelle d'assainissement calculée avec S-Risk est inférieure à la VS du décret sols)
vert : valeur opérationnelle d'assainissement corrigée en fonction de la limite supérieure du décret sols pour les HM)
jaune : valeur opérationnelle d'assainissement corrigée en fonction de la limite supérieure du décret sols pour les HM volatiles)

CRITERES INTERNES BOFAS: CRITERES A

ER selon le GRER si...

- 1. Pollution en zone industrielle ou en situation actuelle industrielle
- 2. Pollution uniquement en profondeur
- 3. Pollution sous les citernes et aucune possibilité d'éliminer ces citernes
- 4. Pollution minime (volume < 25 m³)
- 5. Grande tache de pollution avec faibles concentrations et coûts de remise en état importants
- 6. Pollution (uniquement) chez le voisin mais pas d'autorisation

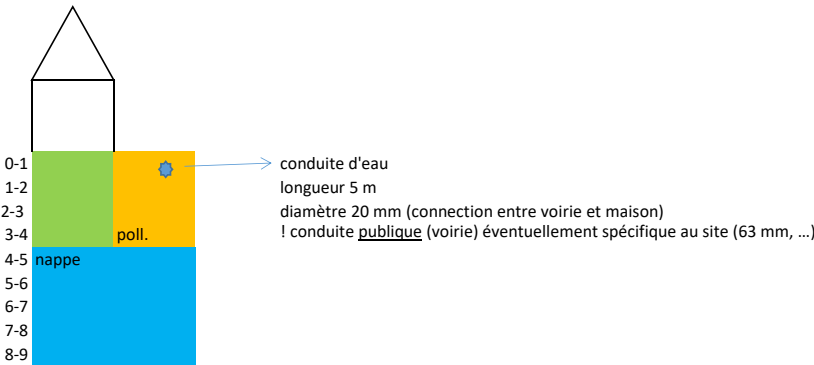
PA si...

- 1. Pollution facilement accessible (cfr sélection des variantes) et > 25 m³ en zone résidentielle ou en situation actuelle résidentielle
- 2. Pollution > VS (DS) et citernes situées dans la zone contaminée = risques de concentrations plus importantes sous les citernes (hotspot)
- 3. Valeur de risque de perméation dépassée, conduites situées dans la zone contaminée (BTEX uniquement, HM pas pertinent: voir ci-dessous)

Valeur de risque de perméation (Z - sable) (mg/kg ms)

HM ECS-35*	NP (20.000)
TPH aliphatic (EC >8-10)	NP
TPH aromatic (EC >8-10)	NP
Benzene	5,4
Toluene	NP
Ethylbenzene	200
m-Xylene	NP
Naphthalene	3400
MTBE	2900

* sauf arom EC6-7 (benzene) & arom EC7-8 (toluene)
NP = non pertinent (car non limitatif)

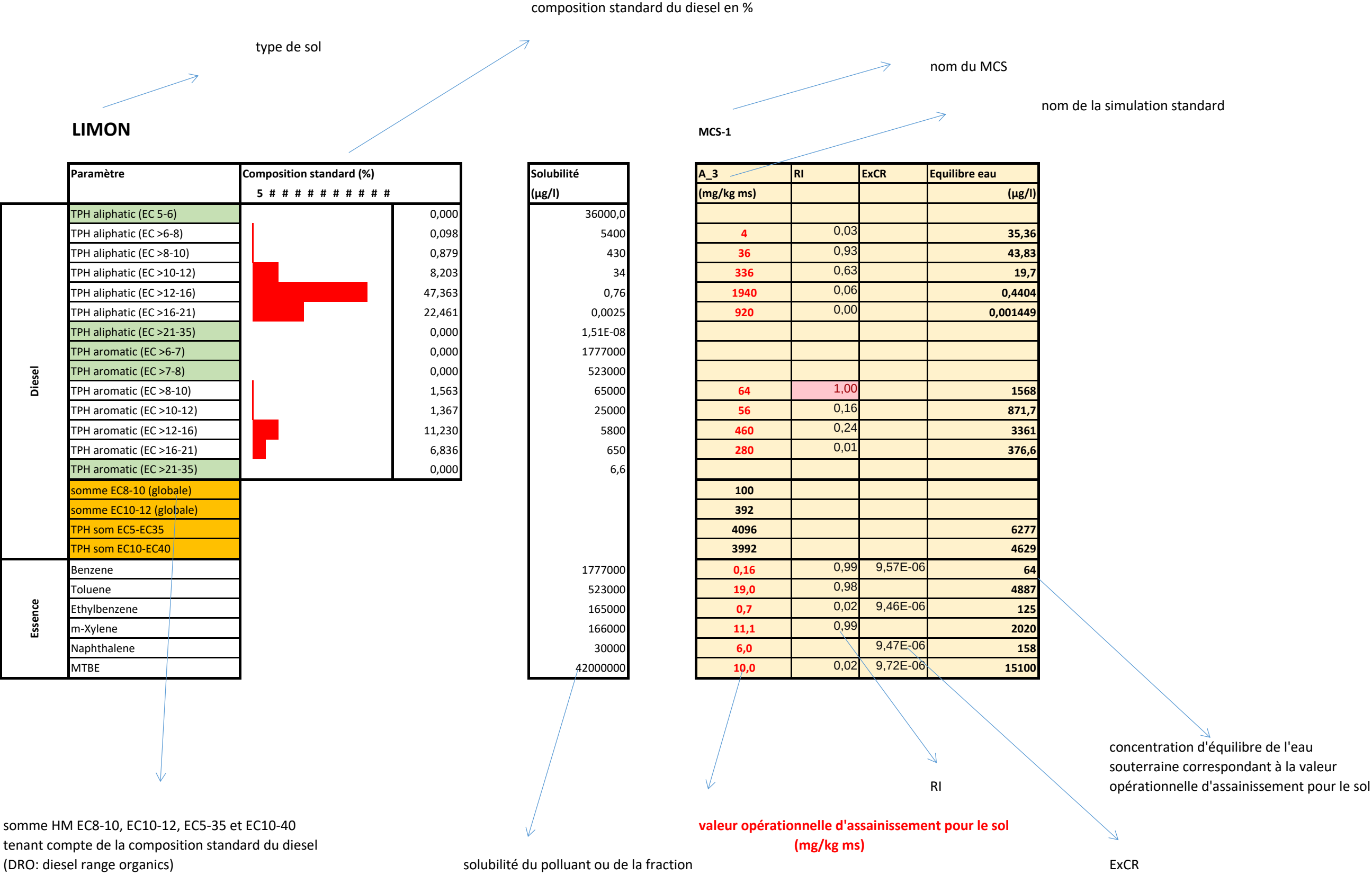


Valeurs opérationnelles d'assainissement pour les polluants des stations-service en Wallonie - voie d'exposition: inhalation



Date d'impression: 29/06/2020
Version: 1.0

Schéma BOF-SRA Wallonie



ANNEXE 6: SCREENING ANALYSE DE RISQUES (BOF-SRA), EXPLICATIONS DES TABLEAUX

1 SCREENING ANALYSE DE RISQUES (BOF-SRA), EXPLICATIONS DES TABLEAUX

1.1 Principes, hypothèses et conditions préalables

1.1.1 Modèles Conceptuels de Site (MCS) et types de sols

BOFAS a défini un certain nombre de MCS standard correspondant aux situations les plus courantes de risque d'évaporation des contaminants des anciennes stations-service.

Pour chacun de ces MCS, des valeurs de screening ont été calculées avec le logiciel S-Risk pour les types de sols et de bâtiments les plus courants. Ces valeurs de screening fournissent une indication du risque humain inhalatoire dans un scénario résidentiel (Risk Indice: RI>1 ou Excess Cancer Risk value: ExCR>10⁻⁵).

Sur base de la classification des sols selon le triangle textural belge ainsi que des valeurs par défaut (paramétrisation) de S-Risk, il a été décidé de distinguer les types de sols suivants dans l'évaluation selon le BOF-SRA:

Tableau 1: Types de sols utilisés dans l'évaluation BOF-SRA

Sol	Code	Superficie représentative (%)			Dénomination S-Risk
		Wallonie	Flandre	Bruxelles	
Sols peu perméables					
Limon	A	30.3	43.1		Standard loam
Limon sableux	L	3.9	10.2		Standard sandy loam
Argile	E	2.6	5.7		Standard clay
Argile lourde	U	0.5	4.9		Standard heavy clay
Sols peu perméables non standards					
Limon caillouteux*	G	46.5			Standard loamy stony
limon+sable (>3m)				94	
Sols plutôt perméables					
Sable	Z	0.6	24.5		Standard sand
Sable limoneux	S	1.6	2.7		Standard loamy sand
Limon sableux léger	P	0.4	1.9		Standard light sandy loam

*Spécifiquement pour la Wallonie, la classe de sol « limon caillouteux » a été prise en compte. D'une part parce que ce type de sol est fréquent dans cette région (environ 46,5% des sols), et d'autre part parce qu'il est également représentatif des nombreux terrains surélevés (remblais).

Spécifiquement pour Bruxelles et pour la Flandre, un horizon constitué d'un sol limoneux se trouvant par-dessus un sol sableux (limon+sable >3m) a été considéré, cette situation étant souvent rencontrée en région bruxelloise (environ 94% de la surface du sol).

Dans le cas où plusieurs couches sont superposées, il convient de choisir, dans les tableaux BOF-SRA, le type de sol le plus représentatif. Précisons que l'horizon le moins perméable sera généralement celui qui va déterminer l'exposition vis-à-vis de l'inhalation.

A l'exception de la profondeur de la contamination du sol et de la profondeur du niveau d'eau, les valeurs standard de S-Risk ont toujours été utilisées au maximum dans ces simulations (% MO, % argile, pH-KCl, consommation d'eau souterraine, perméation au travers des conduites, type de conduite, etc...). Les simulations ont été effectuées:

- pour le type d'usage habitation sans jardin. Les voies d'exposition concernées sont: l'air intérieur, l'air extérieur, l'inhalation pendant les bains et les douches ainsi que l'adsorption pendant les bains et les douches. La raison en est qu'une éventuelle pollution résiduelle (et donc aussi la nécessité d'une AR vis-à-vis du risque inhalatoire) sera généralement localisée sous un bâtiment et au niveau des conduites.
- pour des bâtiments avec cave et pour des bâtiments avec dalle de sol (sans cave), sans adaptation des dimensions standard. Dans S-Risk, la qualité du revêtement a été choisie en standard sur "gaps and holes". Les bâtiments avec un vide ventilé n'ont pas été considérés. En présence d'un vide ventilé, il est possible d'utiliser la situation avec cave ou de recourir à une AR spécifique au site.

1.1.2 Essence et diesel

Les valeurs de screening ont été calculées pour les paramètres guides de l'essence et du diesel et pour les fractions individuelles des aliphatés et des aromates. Pour les différents MCS et pour ces différents paramètres, les concentrations pour lesquelles soit le RI se rapprochait d'une valeur de 1, soit le ExCR se rapprochait d'une valeur de 10^{-5} ont été déterminées. Si l'un des deux critères est rempli, S-Risk considère qu'il y a un risque potentiel (toujours dans le cadre de l'approche worst-case de S-Risk).

Pour les pollutions de type diesel, les fractions aliphatiques et aromatiques ont été évaluées en se basant sur une composition standard du diesel conformément au tableau ci-dessous. Concrètement, cela signifie que pour le sol, dans chaque simulation, le même ratio a toujours été maintenu pour les différentes fractions.

La composition standard du diesel ci-dessous se rapporte à un diesel neuf qui n'a pas été exposé aux phénomènes de dégradation pouvant se produire dans le sol. Par rapport à la composition standard du diesel neuf, les processus de biodégradation, de volatilisation et de lessivage entraîneront une composition (quelque peu) différente dans le sol. En ce qui concerne le risque inhalatoire, les fractions présentant un risque plus important seront remplacées par des fractions présentant un risque moins important. On ne connaît pas de

pollution diesel qui serait devenue plus toxique suite à la dégradation. L'utilisation de la distribution standard ci-dessous constitue donc une approche worst-case.

Tableau 2: répartition des fractions TPH dans le diesel standard en % (source: 2001 (J.Nouwen, J. Provoost, I. Olivier, C. Cornelis))

Fraction	Répartition (%)
<i>Aliphates EC>5-6</i>	0
<i>Aliphates EC>6-8</i>	0.1
Aliphates EC>8-10	0.88
Aliphates EC>10-12	8.2
Aliphates EC>12-16	47.36
Aliphates EC>16-21	22.46
<i>Aliphates EC>21-35</i>	0
<i>Aromates EC>6-7</i>	0
<i>Aromates EC>7-8</i>	0
Aromates EC>8-10	1.56
Aromates EC>10-12	1.38
Aromates EC>12-16	11.23
Aromates EC>16-21	6.84
<i>Aromates EC>21-35</i>	0

Les fractions indiquées en italique (chaînes de carbone <EC8) sont (presque) égales à 0 et ne sont donc pas pertinentes pour l'évaluation des risques inhalatoires dans le cas des pollutions de type diesel. Bien que proportionnellement peu présentes dans la composition standard du diesel, il est établi que c'est surtout la fraction EC8-10 qui est déterminante pour le risque inhalatoire, en raison de son caractère plus volatil par rapport aux chaînes plus longues.

Dès que la concentration d'une des fractions atteint le critère $RI=1$ ou $ExCR=10^{-5}$ selon S-Risk, les concentrations correspondantes (valeurs de screening) pour les autres fractions (EC5-35 ou EC10-35) sont calculées à partir de cette composition standard. De cette manière, on détermine aussi une valeur de screening pour le total des huiles minérales.

Remarques:

Dans certains cas, il semble qu'il existe une limite supérieure du degré de contamination, à partir de laquelle le RI ou le ExCR n'augmente plus, malgré une augmentation de la concentration dans le sol.

Un autre phénomène est que, dans un certain nombre de cas, la valeur limite pour le RI et le ExCR n'est pas atteinte, bien que la somme des fractions soit supérieure à 20.000 mg/kg ms. Dans ces cas, la simulation a été interrompue lorsque la somme des HM était au moins supérieure à 20.000 mg/kg ms et tant que les fractions déterminantes avaient une valeur relativement élevée.

1.1.3 Concentrations d'équilibre dans l'eau souterraine

Le logiciel S-Risk a calculé une concentration d'équilibre dans l'eau souterraine sur base des valeurs de screening dans le sol. Ces concentrations d'équilibre sont également reprises dans les tableaux de screening en Flandre et à Bruxelles. Comme S-Risk inclut ces valeurs dans le calcul du risque, ces concentrations dans les eaux souterraines constituent également un critère pour l'absence de risque inhalatoire. Ces concentrations dans l'eau souterraine ne peuvent toutefois pas être directement assimilées à des valeurs limites de risque, car des concentrations plus élevées peuvent être rencontrées sans qu'un risque y soit associé.

1.1.4 Spécifiquement pour la Wallonie: BOF-SRA Wal

Une première série de simulations décrit la situation d'un bâtiment avec cave situé au-dessus d'une zone contaminée (MCS 1 à 5).

Une seconde série de simulations décrit la situation d'un bâtiment sans cave situé au-dessus d'une zone contaminée (ou la situation d'un bâtiment avec cave mais non situé au-dessus d'une zone contaminée); deux situations ont été envisagées dans ce cas : d'une part une pollution superficielle (MCS 7) qui est rencontrée à une profondeur de 1m-n, et d'autre part une variante avec une pollution un peu plus profonde rencontrée à partir de 2m-n (MCS 6).

1.1.5 Spécifiquement pour la Flandre et Bruxelles: BOF-SRA VI et Br

Le schéma BOF-SRA en annexe 5 de la directive version néerlandophone comporte les onglets Excel suivants:

- “Overzicht Vlaanderen”: cet onglet renferme un aperçu des valeurs limites de risque (RGW: risicogrenswaarden) pour quelques MCS courants et pour les différents types de sols. Les valeurs limites de risque (RGW), issues de l'onglet “B-C_Detail bebouwbaar”, ont été adaptées en fonction des BSN en vigueur en Flandre;
- “Overzicht Brussel”: cet onglet renferme un aperçu des valeurs limites de risque (RGW) pour quelques MCS courants et pour les différents types de sols. Les valeurs limites de risque (RGW), issues de l'onglet “B-C_Detail bebouwbaar”, ont été adaptées en fonction des normes en vigueur à Bruxelles selon l'Arrêté stations-service;
- “A_Detail onbebouwd”: cet onglet renferme les principaux résultats des calculs de valeurs limites de risque (RGW) permettant de vérifier quelles concentrations sont susceptibles de générer un risque, spécifiquement vis-à-vis de la perméation au travers des conduites. Aucun scénario n'a été appliqué pour les voies d'exposition orales et cutanées car celles-ci ne concernent que l'horizon superficiel, et peuvent donc être éliminées simplement si une pollution supérieure aux BSN y est constatée.
- “B-C_Detail bebouwbaar”: cet onglet renferme les principaux résultats des calculs de valeurs limites de risque (RGW) permettant de vérifier quelles concentrations sont

susceptibles de générer un risque, spécifiquement vis-à-vis de l'inhalation d'air intérieur.

Les calculs détaillés complets par MCS sont disponibles sur le site web de BOFAS sous forme de fichiers pdf. Les noms des fichiers sont repris dans les détails des tableaux au niveau des onglets "A_Detail onbebouwd" et "B-C_Detail bebouwbaar".

1.2 Interprétation et utilisation du BOF-SRA dans les phases EDS-PA

Les valeurs de screening permettent d'évaluer le risque inhalatoire d'une contamination mesurée dans le sol. Ces valeurs ne peuvent toutefois pas être considérées comme de "véritables" valeurs limites de risque au-delà desquelles il existe avec certitude un risque réel d'exposition. Strictement parlant, elles correspondent à des concentrations dans le sol qui, lorsqu'elles sont introduites dans S-Risk, et compte tenu des conditions préalables (type de sol, usage du sol, voies d'absorption, composition standard, ...), donnent lieu à un dépassement de RI ou de ExCR.

Dans certains cas, la valeur de screening obtenue avec S-Risk se révèle inférieure à la limite décrétable pour la MG (VS, R-waarde, ...). Lors de l'utilisation des valeurs de screening, il y a lieu d'en tenir compte, et c'est alors la limite du décret qui prévaut.

Pour chaque région, un tableau récapitulatif ainsi que des tableaux détaillés individuels ont été établis. Dans le tableau récapitulatif, les valeurs de screening ont été corrigées en fonction des limites décrétables (par exemple pour la Flandre : benzène 0,5mg/kg ms) ainsi que tenant compte de la limite supérieure de 20.000mg/kg ms concernant le paramètre HM. Dans les tableaux détaillés, il n'y a pas de correction.

À l'aide du MCS le plus approprié et en fonction du type de sol déterminé par la granulométrie, les tableaux sont utilisés pour déterminer si une concentration mesurée dans le sol ou dans les eaux souterraines présente une MG. Dans le tableau récapitulatif, les valeurs sont arrondies à deux chiffres significatifs. La première étape consistera à choisir, sur base de la distribution granulométrique, la série de tableaux (limon, argile, sable, limon sableux, ...) la plus représentative pour l'évaluation. Dans un second temps, les concentrations dans le sol seront comparées aux valeurs de screening du tableau.

L'EAAS veillera à ce que la simulation BOF-SRA choisie soit suffisamment conservatoire : il démontre dans chaque rapport que la situation en place correspond bien au MCS choisi et que le taux en matière organique du MCS choisi est suffisamment sécuritaire vis-à-vis des valeurs analysées sur le terrain aux profondeurs considérées. En effet, pour un même type de sol, l'inhalation des composés organiques dépend principalement du contenu en carbone organique. C'est en effet essentiellement le contenu en matières organiques qui a un impact important sur le transfert des polluants organiques.

Si, pour la région concernée, aucun tableau n'est disponible pour le type de sol tel que défini par la répartition granulométrique, il conviendra, en vertu du principe worst-case, d'utiliser un type de sol au moins aussi sensible voire plus sensible que le type de sol établi sur base de cette répartition granulométrique (par exemple : un limon sableux léger sera comparé au tableau du sable). En cas de sol limoneux en contact avec la zone bâtie et surmontant un sol sableux, il conviendra d'utiliser les valeurs de screening correspondant au sol limoneux (sauf avis contraire et argumenté de l'EAAS).

1.3 Remarques concernant l'utilisation du BOF-SRA dans la phase "travaux" et dans l'EF pour le paramètre HM

Pour comparer les concentrations mesurées sur le terrain pendant les TA aux valeurs de screening en cas de pollution diesel, l'analyse des HM selon EC5-35 ou EC10-35 sera préférée. Le paramètre "somme" du certificat d'analyse doit être comparé à la somme des HM selon l'objectif opérationnel d'assainissement pour la somme des huiles minérales (VOA). Les fractions individuelles peuvent être comparées aux objectifs d'assainissement des fractions individuelles sur base du certificat d'analyse pour autant que les fractions individuelles soient connues, ou un nouveau calcul peut être effectué sur base de la composition standard du diesel.

Une hypothèse importante du BOF-SRA est que les valeurs de screening pour les HM (à la fois pour le paramètre 'somme' et pour les fractions individuelles) sont basées sur la composition standard du diesel. Lors de l'application du BOF-SRA dans les phases EDS et PA, cette hypothèse assure une marge supplémentaire vis-à-vis de l'évaluation du risque, de sorte que le travail est suffisamment conservatoire.

Toutefois, en raison de la relative « vieillesse » des contaminations dans les dossiers BOFAS, le diesel présent sera principalement du diesel altéré. De plus, dans le cas où un assainissement IS basé sur un venting a eu lieu après la phase GC, le venting provoquera un 'glissement' des fractions volatiles vers les fractions moins volatiles au sein des HM, les fractions volatiles ayant proportionnellement été davantage éliminées par le venting.

Lors de l'utilisation des tableaux du BOF-SRA dans la phase 'après travaux' et dans l'EF, il faut tenir compte des processus susmentionnés et du fait que les fractions volatiles sont souvent à l'origine du risque d'exposition. Si, à ce stade, la contamination résiduelle est comparée au critère 'somme des HM' selon les tableaux du BOF-SRA et qu'un dépassement est mesuré, soit des mesures d'air du sol peuvent être effectuées, soit il est vérifié sur base des fractions individuelles s'il existe effectivement un risque.

ANNEXE 7: SANS OBJET

ANNEXE 8: VALEURS DE SCREENING POUR L'AIR DU SOL WALLONIE

Valeurs de screening pour l'air du sol - Risque inhalatoire Wallonie

Valeurs de screening pour les substances dans l'air du sol liées à l'exploitation d'une station-service Wallonie

Versie S risk : 11/02/2019

LIMON basement/cave

sol: A, E, L, G, U

Matière organique: 2,5%

simulation	A-air1	A-air2	A-air3
profondeur	2 m	3 m	5 m
parametre	conc. Piezair	conc. Piezair	conc. Piezair
	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
B	18,2	34,3	62,5
T	1653	3150	5900
E	52,5	98	192
X	735	1400	2560
N	4,2	7,9	15
MTBE	370	720	1350
alifates			
EC5-6	95000	175000	320000
EC6-8	95000	175000	340000
EC8-10	5000	9500	17500
EC10-12	5000	9500	17500
EC12-16	5000	9500	17500
aromates			
EC8-10	1050	1950	3600
EC10-12	1050	1950	3600
EC12-16	1050	1950	3600

LIMON slab-on-grade

sol: A, E, L, G, U

Matière organique: 2,5%

simulation	A-air4	A-air5	A-air7
profondeur	1 m	2 m	5 m
parametre	conc. Piezair	conc. Piezair	con. Piezair
	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
B	775	1550	3890
T	72000	142500	360000
E	2350	4650	11700
X	32500	64000	161500
N	182,5	365	912
MTBE	16600	33250	79000
alifates			
EC5-6	4100000	8098000	20250000
EC6-8	4100000	8098000	20250000
EC8-10	225000	450000	1110000
EC10-12	225000	450000	1110000
EC12-16	225000	450000	1110000
aromates			
EC8-10	44000	88000	222000
EC10-12	44000	88000	222000
EC12-16	44000	88000	222000

SABLE basement/cave

sol: Z, S, P

Matière organique: 3,3%

simulation	Z-air1	Z-air2	Z-air3
profondeur	2 m	3 m	5 m
parametre	conc. Piezair	conc. Piezair	conc. Piezair
	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
B	5,0	10	16,3
T	447	920	1500
E	13,7	29,25	47,5
X	187,5	410	700
N	1,07	2,4	3,85
MTBE	113	223	356
alifates			
EC5-6	28000	54000	89000
EC6-8	28000	54000	89000
EC8-10	1400	2900	4650
EC10-12	1400	2900	4650
EC12-16	1400	2900	4650
aromates			
EC8-10	300	580	935
EC10-12	300	580	935
EC12-16	300	580	935

SABLE slab-on-grade

sol: Z, S, P

Matière organique: 3,3%

simulation	Z-air4	Z-air5	Z-air7
profondeur	1 m	2 m	5 m
parametre	conc. Piezair	conc. Piezair	con. Piezair
	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
B	68,5	145	375
T	6040	12730	32500
E	172,5	360	898
X	2320	4850	12500
N	12,75	26,5	69
MTBE	1650	3450	8900
alifates			
EC5-6	393500	885000	2300000
EC6-8	393500	885000	2300000
EC8-10	23000	48000	124000
EC10-12	23000	48000	124000
EC12-16	23000	48000	124000
aromates			
EC8-10	4600	9700	24750
EC10-12	4600	9700	24750
EC12-16	4600	9700	24750

ANNEXE 9: MANUEL MESURES D'AIR DU SOL

1 INTRODUCTION

Récemment, la recherche sur les risques d'évaporation dus à la pollution des sols a pris un nouvel essor en raison du problème des risques d'inhalation en présence de pollutions en hydrocarbures volatils (BTEX/HM) et HCOV.

Les études mentionnées ci-après permettent d'établir une comparaison entre les caractéristiques des sites contaminés par l'essence et le diesel (BTEX/HM) d'une part, et celles des sites contaminés par des solvants chlorés (HCOV) d'autre part.

Tableau 1: Comparaison des BTEX/HM et des HCOV dans le cadre des mesures d'air du sol

BTEX/HM (station-service)	HCOV
Principalement dégradation aérobique (rapide)	Principalement dégradation anaérobique (lente)
Produits de dégradations présentant moins de dangers	Produits de dégradation parfois plus toxiques
Tendance à la formation de LNAPL*	Tendance à la formation de DNAPL**
Sites pollués relativement petits et peu profonds (H & V)	Tendance à des sites pollués de grande extension et profondeur (H & V)
Source et charge polluante superficielles	Plus grand gradient vertical par rapport à la source et à la charge polluante
Conditions aérobiques sous le récepteur, favorables à la dégradation	Conditions aérobiques sous le récepteur, défavorables à la dégradation
Zone d'influence latérale et verticale limitée (ITRC, 2014)	Zone d'influence latérale et verticale importante (ITRC, 2014)

*LNAPL: light non-aqueous phase liquid: liquide plus léger que l'eau et pouvant donc former une couche flottante

**DNAPL: dense non-aqueous phase liquid: liquide plus lourd que l'eau et pouvant donc former une couche coulante

Il ressort des avancées récentes qu'une approche spécifique est souhaitable dans le cas de pollutions propres aux anciennes stations-service, pour lesquelles un ajustement de la méthodologie générale est préconisé pour un certain nombre d'aspects.

Les travaux de l'ITRC (2014) et de l'EPA (2015), ainsi que leurs références, illustrent par ailleurs clairement les limites des modèles d'exposition du type S-Risk qui reposent sur la formule de Johnson & Ettinger (JEM) et Volasoil.

Compte tenu des problématiques susmentionnées et des recommandations formulées dans les études de référence, BOFAS a élaboré une procédure spécifique pour l'étude des risques d'évaporation au droit des anciennes stations-service.

Si, après un premier screening (voir annexes 3 et 4 de BOF-TRA et annexes 5 et 6 de BOF-SRA), il apparaît qu'il existe un risque potentiel lié à l'évaporation, il est décidé pour les dossiers BOFAS soit de dresser un PA, soit d'affiner davantage l'AR au moyen de mesures d'air du sol.

Étant donné l'absence de normes pour l'air du sol, les résultats d'analyses de l'air du sol sont alors:

- soit comparés aux valeurs de screening BOFAS pour l'air du sol (voir annexe 8 du directive);
- soit intégrés dans S-Risk (voir manuel S-Risk en annexe 10) dans le cadre d'une simulation spécifique au site.

Si, sur base des mesures d'air du sol et de l'approche ci-avant, il n'est pas possible d'exclure une menace grave pour les risques inhalatoires, il peut être opportun de réaliser des mesures de l'air intérieur.

BOFAS a choisi d'élaborer cette procédure afin de servir de plan d'approche pour affiner l'application du modèle de risque S-Risk avant de procéder aux mesures de l'air intérieur.

La procédure est donc une étape préalable à l'application du protocole d'échantillonnage d'air selon le GRER (Wallonie) ou à l'application de l'annexe B1 du Code de bonne pratique pour l'étude des risques (Bruxelles).

Pour être complets, signalons que les recherches évoquées ci-dessus ont abouti aux ouvrages de référence suivants:

- OSWER: technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air, EPA (2015);
- Code van Goede Praktijk: evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodem- en grondwaterverontreinigingen (draft vs5), OVAM (draft 2018);
- GRER - Annexe B5 : Protocole d'échantillonnage de l'air dans le cadre de l'évaluation des risques liés à l'inhalation, DGARNE (2017);
- Petroleum Vapor Intrusion, fundamentals of Screening, Investigation and Management, ITRC (2014);
- Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites, EPA (2015).

Les deux premiers documents portent sur un large éventail de polluants et de sites.

L'annexe B5 du GRER donne les directives pour l'échantillonnage et l'analyse de l'air du sol, de l'air intérieur et de l'air extérieur.

L'étude de l'ITRC se concentre sur le problème des risques d'évaporation dus aux hydrocarbures pétroliers au sens large (dépôts de carburant, stations-service, activités de garage, ...).

La directive EPA de 2015 est très spécifique et aborde le problème de l'évaporation due au stockage souterrain et à la distribution des carburants sur les sites des stations-service.

2 PARAMÈTRES PERTINENTS POUR L'AIR DU SOL ET L'AIR INTÉRIEUR

Les BTEX(N) et les huiles minérales (volatiles) sont les principaux paramètres pertinents pour le risque d'évaporation. Les BTEX(N) sont analysés comme un polluant spécifique et introduits dans l'évaluation. Pour les huiles minérales, l'analyse et l'évaluation doivent être effectuées sur la base des fractions individuelles (voir ci-dessous). Le MTBE entraîne rarement un risque d'évaporation, l'EAAS doit examiner spécifiquement au site si son évaluation est pertinente (p.ex.: sur la base d'un premier screening des concentrations dans le sol et les eaux souterraines - voir tableau BOF-SRA).

Le tableau ci-dessous donne une indication de la composition de l'essence d'une part et du diesel d'autre part (produits neufs, BTEX(N) exclus):

Tableau 2: Composition de l'essence et du diesel (TPH, BTEXN exclus)

Nombre de carbones	%TPH essence	%TPH diesel
C5-C8 aliphatiques	45%	<1%
C9-C18 aliphatiques	12%	35%
C19+ aliphatiques	<1%	43%
C9-C12+ aromatiques	43%	22%

Source: ITRC (2014) (adapted from Brewer et al 2013)

Dans la phase gazeuse du sol, nous constatons que la proportion de chaînes plus courtes est plus importante que dans le produit neuf :

Tableau 3: Répartition des fractions dans la phase gazeuse du sol (essence et diesel)

Nombre de carbones	%TPH essence	%TPH diesel
C5-C8 aliphatiques	77.3%	25%
C9-C18 aliphatiques	7.3%	75%
C9-C16 aromatiques	15.4%	0%

Source: Brewer et al (2018) (from Brewer et al 2013)

Cela s'explique en partie par l'affinité différente des fractions individuelles pour le sol, l'eau et la phase gazeuse. Le tableau suivant illustre cela par la répartition théorique d'une pollution en diesel en fonction de la longueur des chaînes carbonées dans un sable limoneux:

Tableau 4: Répartition des fractions dans les différentes phases (diesel) en zone vadose

Nombre de carbones	Adsorbé sur les particules de sol	En solution (phase liquide)	Dans la phase gazeuse interstitielle
C5-C8 aliphatiques	18.0%	0.8%	81.2%
C9-C12 aliphatiques	92.4%	0%	7.6%
C13-C18 aliphatiques	98.1%	0%	1.9%
C19-C36 aliphatiques	99.85%	0%	0.15%
C9-C10 aromatiques	91.6%	5.2%	3.2%
C11-C22 aromatiques	97.9%	2.0%	0.1%

Source: Brewer et al (2018)

Ceci montre que les aliphates C5-8 ont une faible affinité pour l'adsorption sur la phase solide du sol et une forte affinité pour la phase gazeuse, contrairement aux autres longueurs de chaîne individuelles. Bien que, pour la pollution diesel, les concentrations initiales de composés aliphatiques à chaînes courtes dans le produit neuf soient plutôt limitées, les fractions jouent un rôle dans la détermination du problème du risque d'évaporation.

Précisons que, compte tenu des propriétés des substances et des normes, les fractions EC8-10 aliphatiques et EC8-10 aromatiques sont souvent déterminantes pour le risque d'évaporation.

Les BTEX(N) doivent être analysés en tant que composants individuels. Pour les huiles minérales, l'analyse doit être effectuée pour les longueurs de chaîne EC5 jusqu'à EC16, de préférence divisées en aromatiques et aliphatiques.

3 CRITÈRES DÉCISIONNELS D'ÉVALUATION DU RISQUE D'ÉVAPORATION (À TITRE INFORMATIF)

Le présent chapitre résume les points de vue actuels sur les critères de décision permettant de vérifier s'il y a lieu ou non d'évaluer le risque par inhalation à l'aide de mesures d'air du sol, au droit des sites d'anciennes stations-service.

Etant donné que BOFAS a décidé de travailler en appliquant les principes du BOF-TRA et du BOF-SRA, le texte repris ci-après est donné à titre purement informatif, en vue de fournir une clarification de la problématique des mesures d'air du sol.

Dans les cas suivants, il n'est PAS nécessaire de poursuivre l'évaluation du risque d'évaporation, et on peut directement conclure que la contamination considérée ne présente pas de risque toxicologique par inhalation pour la santé humaine.

3.1 Aucune pollution du sol ni de l'eau souterraine sous le bâtiment

Concrètement, cela signifie que la zone d'exclusion latérale selon l'ITRC (2014) pour les sites de stations-service est égale à 0m.

L'EAAS tiendra compte des éléments suivants:

- l'extension de la pollution dans le sol et dans l'eau souterraine doit être connue avec suffisamment de précision (les sites BOFAS sont généralement limités en superficie et disposent d'un réseau serré de points de mesures);
- les points de mesures non contaminés se situent au niveau du récepteur ou au minimum entre la source et le récepteur;
- le panache dans l'eau souterraine est stable, ce qui est souvent le cas pour les sites BOFAS vu l'âge de la pollution.

L'OVAM (draft, 2018) et l'ITRC (2014) utilisent des critères différents pour définir la pollution et déterminer la zone d'exclusion latérale. Une différence importante concerne l'incertitude des contours et l'hétérogénéité du polluant dans le sol et dans l'eau souterraine. Pour les sites de stations-service, les panaches de pollution sont souvent limités et les gradients de concentration relativement homogènes et progressifs. De plus, compte tenu de l'approche spécifique des dossiers BOFAS pour lesquels des points de mesure sont prévus entre la contamination et le récepteur, une zone d'exclusion latérale de 0 m est justifiée.

3.2 Présence de pollution du sol et/ou de l'eau souterraine sous le bâtiment

Les distances de screening verticales telles que définies dans l'ITRC ne sont pas d'application en Région wallonne.

En cas de pollution sous le bâtiment, il y a lieu de vérifier si la distance de screening verticale minimale est respectée selon l'ITRC (2014). Si ce n'est pas le cas, le risque d'évaporation doit effectivement être examiné. Si la distance est respectée, aucune évaluation du risque n'est requise.

Les critères relatifs à la distance de screening verticale minimale sont repris dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5: Critères relatifs à la distance de screening verticale minimale

Medium	Concentration en Benzène	Concentration en HM (EC5-11)	Distance de screening verticale
Sol (mg/kg ms)	<=10	<=250*	2 m
	>10 (indication de produit pur)	>250*	4,5 m
Eau souterraine (µg/l)	<=5.000	<=30.000	2 m
	>5.000 (indication de produit pur)	>30.000	4,5 m

*produit altéré (100 mg/kg ms pour un déversement récent) - sol biologiquement actif

Source: ITRC (2014)

En cas de présence de produit pur, la distance de screening verticale est donc plus grande. La distance est calculée à partir de la base du récepteur (par exemple niveau inférieur de la cave ou de la dalle de sol) jusqu'à la pollution.

4 MESURES D'AIR DU SOL

4.1 Stratégie de mesures

Le choix de la stratégie dépend de la localisation des polluants et de la nature du récepteur et vise à assurer la représentativité des analyses d'air du sol. En cas de différentes zones ou de récepteurs distincts, la stratégie est appliquée pour chacun d'eux.

4.1.1 Stratégie 1

Mesure d'air du sol peu profonde à l'extérieur du bâtiment par un piézair situé sur le chemin d'exposition à hauteur du récepteur

Cette stratégie est applicable dans les cas suivants:

- largeur du bâtiment < 66 pieds (22m) ;
- ET au moins pollution du sol ou présence de produit pur;
- ET aucune pollution en contact avec le bâtiment (dalle de sol/sol de cave/fondation).

Ou

- uniquement pollution de l'eau souterraine sous le bâtiment (pas de pollution du sol ni de produit pur);
- ET aucune pollution en contact avec le bâtiment (dalle de sol/sol de cave/fondation);
- ET bâtiment, peu importe sa taille, situé au-dessus d'une pollution de l'eau souterraine.

Le filtre est placé de préférence à une distance de 1 à 1,5m du bâtiment.

La longueur du filtre est de préférence de 50 cm et sa base doit être placée au moins à 50cm au-dessus du niveau de l'eau souterraine.

Dans le cas d'un bâtiment sans cave (bâtiment avec dalle de sol = "slab-on-grade"), la mesure est idéalement effectuée à l'aide d'un piézair placé entre 1,0 et 1,5m de profondeur.

Remarque: Dans certains cas, il est conseillé d'effectuer une mesure peu profonde (< 1,0 m de profondeur) ou d'installer un piézair superficiel supplémentaire afin de nuancer une mesure préalable réalisée à la profondeur de 1 à 1,5m (information complémentaire sur la dégradation dans la zone supérieure). Dans le cas de filtres peu profonds, leur étanchéité doit être vérifiée durant la campagne. Une profondeur de filtre de 0,5-0,75m est proposée pour les mesures peu profondes.

Dans le cas d'un bâtiment avec cave, la profondeur du filtre dépend de l'emplacement de la source de pollution et de la profondeur de la cave. Si la source est plus profonde que la base de la cave, le piézair est alors placé à la profondeur de la base de la cave ou juste en-

dessous. Si la source se trouve à côté de la cave, plusieurs filtres sont installés de la base de la cave jusqu'au niveau du sol, selon un trajet vertical.

En pratique, pour les sites BOFAS, cela signifie souvent le placement de deux filtres, l'un profond à hauteur de la fondation de la cave ou juste en-dessous et l'autre peu profond le long du mur de la cave. Les filtres donnent une idée de l'évaporation respectivement à travers le sol de la cave et à travers le mur de la cave. Comme l'évaporation est généralement plus importante à travers le mur de la cave qu'à travers le sol de la cave, l'examen peut se limiter, pour de petites espaces de cave, à un filtre placé à côté du mur de la cave.

4.1.2 Stratégie 2

Mesure d'air du sol peu profonde à l'intérieur du bâtiment par un échantillon de type sub-slab (sous la dalle) ou par un piézair peu profond

Cette stratégie est applicable dans les cas suivants:

- largeur du bâtiment >66 pieds (22m);
- ET pollution du sol ou présence de produit pur.

Ou

Si la stratégie 1 indique un risque possible.

Pour les petits bâtiments, souvent résidentiels ou commerciaux, un seul point de mesure est généralement suffisant pour l'échantillonnage d'air du sol.

Si la pollution se trouve uniformément sous le bâtiment, le point de mesure est placé au centre du bâtiment, à l'écart des bords de la fondation.

Si la pollution est située latéralement en dehors du bâtiment, la mesure doit être réalisée en bordure du bâtiment (à l'intérieur de celui-ci) en direction de la source.

Dans les caves, on constate souvent une voie préférentielle à travers le mur plutôt que par le sol. Dans ce cas, il est conseillé de prélever un échantillon de type sub-slab au travers du mur.

L'emplacement sera néanmoins souvent déterminé en tenant compte de considérations pratiques (par exemple, accessibilité, autorisation, problème d'infiltration d'eau, ...).

4.1.3 Stratégie 3

Si aucun piézair ne peut être installé, par exemple en raison d'une zone non saturée trop mince, aucune mesure d'air du sol n'est effectuée. Il y a alors lieu de procéder à des mesures de l'air intérieur.

4.2 Mesures passives versus mesures actives

4.2.1 Echantillonnage passif d'air du sol

Avec les échantillonneurs passifs, les aliphatés et les aromates peuvent être déterminés dans la gamme C4-C20 ainsi que les additifs volatils.

Cependant, compte tenu des limites inhérentes à l'analyse des échantillonneurs passifs, cette technique est moins adaptée à l'échantillonnage d'air du sol (voir ITRC 2014 et OVAM 2018).

C'est pourquoi BOFAS ne souhaite pas effectuer de mesures passives d'air du sol pour estimer le risque d'évaporation.

4.2.2 Echantillonnage actif d'air du sol

L'échantillonnage actif est basé sur l'extraction forcée d'une quantité d'air du sol, avec comme résultat un aperçu de la composition de l'air du sol à une profondeur et à un endroit précis.

L'échantillonnage s'effectue de préférence à partir d'un piézair implanté à l'aide d'une technique de forage conventionnelle. Une autre méthode consiste à utiliser un piézair temporaire soit placé avec une technique de poussée directe "direct push", soit enterré dans le sol.

Pour les sites BOFAS, vu la nature des polluants et vu le but de l'étude, l'adsorption sur un tube de charbon actif est privilégiée.

Les piézomètres existants pour l'échantillonnage des eaux souterraines ne conviennent pas pour l'échantillonnage d'air du sol en raison du risque de contamination croisée par les eaux souterraines.

L'échantillonnage de l'air à partir du piézair doit être effectué avec des tuyaux en téflon jetables, car en cas d'utilisation de PE, une fraction importante peut être perdue en raison de l'adsorption sur le PE. La réutilisation du matériel en téflon entre les différents points de mesure n'est pas autorisée vu le risque de résultats faussement positifs.

Préalablement à l'échantillonnage, le piézair doit être purgé. Le débit de purge et d'échantillonnage est de préférence d'environ 200 ml/min. Le volume de purge doit correspondre au moins à 3 fois le volume mort. En cas de débits plus élevés, en raison de la dépression plus importante, il existe un risque réel de désorption du sol et des fuites peuvent également se produire.

La durée de l'échantillonnage dépend de la charge polluante attendue et de la limite de détection à atteindre en fonction de la norme à comparer. La durée doit également être telle que le tube CA ne présente pas de fuite suite à une saturation, ce qui peut être réalisé en suivant, pendant le prélèvement, la charge polluante au moyen d'un PID intégré dans le dispositif de mesure.

Il est important que la sensibilité de la technique d'échantillonnage et de l'analyse soit adaptée à l'objectif de la mesure. Les valeurs de screening de l'air du sol établies par BOFAS peuvent être utilisées comme guide. Celles-ci donnent une idée de l'ordre de grandeur des concentrations qui donnent lieu en S-Risk à un problème d'évaporation. Si la technique d'échantillonnage et l'analyse permettent de mettre en évidence cet ordre de grandeur des concentrations avec une précision de mesure suffisante, il n'est pas opportun d'effectuer des tests plus précis ou de plus longue durée pour obtenir une limite de détection beaucoup plus basse.

Pour chaque mesure, l'heure, la durée, la température, la pression atmosphérique et le volume total pompé au travers du tube CA sont notés. Ces paramètres sont déterminés pendant l'échantillonnage alors que la pompe est raccordée au piézair. Le volume total pompé est déterminé sur base d'une mesure réelle sur le terrain.

L'EAAS soumet préalablement sa méthode d'exécution à BOFAS.

4.3 Fréquence des mesures

De façon standard, BOFAS prévoit la réalisation d'au moins 2 mesures à un intervalle d'environ 6 mois.

Lors de la réalisation d'une campagne de mesure d'air (air du sol, air intérieur), au moins 2 campagnes d'échantillonnage sont recommandées en raison des fluctuations saisonnières. L'une de ces 2 campagnes est réalisée lorsque le niveau d'eau souterraine est haut, et l'autre à des niveaux d'eau souterraine bas, respectivement en hiver et en été. Ces 2 mesures peuvent éventuellement être effectuées lors de différentes phases du projet (par ex. lors de l'EDS et du PA, ...).

La fréquence dépend également des lignes directrices régionales ainsi que de la nature et de la localisation de la pollution.

Pour les sols sablonneux, il est recommandé d'attendre au moins 1 jour après une période de précipitations intenses avant d'effectuer des mesures d'air du sol et plusieurs jours pour les sols limono - argileux. L'échantillonnage d'air du sol lors de conditions hivernales extrêmes n'est pas recommandé.

Tableau 6: Paramètres saisonniers influençant le risque inhalatoire

Paramètres	Cas le plus défavorable	Cas le plus favorable
Saison	Hiver	Eté
Ecart de T°	Grande différence entre intérieur / extérieur	Petite différence entre intérieur / extérieur
Température	T Intérieur > T extérieur	T intérieur < T extérieur
Niveau des eaux souterraines et zone non saturée	Niveau des eaux souterraines haut - faible épaisseur de la zone non saturée	Niveau des eaux souterraines bas, grande épaisseur de la zone non saturée
Pression atmosphérique	Décroissante	Croissante
Ventilation (passive)	Fenêtres fermées, aération moindre	Fenêtres ouvertes, plus d'aération
Chauffage	Allumé	Eteint

4.4 Interprétation des résultats

Compte tenu de l'absence de normes vis-à-vis de l'air du sol, les résultats d'analyses seront:

- Soit comparés aux valeurs de screening BOFAS pour l'air du sol (voir annexe 8 du directive);
- Soit implémentés dans le logiciel S-Risk (voir annexe 10: manuel S-Risk).

La situation en place doit correspondre au MCS choisi et le taux en matière organique du MCS choisi doit être suffisamment sécuritaire vis-à-vis des valeurs analysées sur le terrain pour les différents horizons rencontrés. Ainsi l'EAAS doit confirmer que les valeurs de screening pour l'air du sol déterminées à l'aide du BOF-SRA sont bien représentatives.

4.5 Considérations sur les mesures d'air intérieur

4.5.1 Introduction

Si, sur base des mesures d'air du sol et du calcul ajusté des risques dans S-Risk ou des valeurs de screening BOFAS pour l'air du sol, il n'est pas possible d'exclure une menace grave pour les risques inhalatoires, il peut être opportun de réaliser des mesures de l'air intérieur. Les mesures de l'air intérieur peuvent également être utilisées pour investiguer de manière plus approfondie des nuisances olfactives constatées.

Même si, sur base des mesures d'air du sol, une influence de la qualité de l'air intérieur semble possible, les résultats des mesures de l'air intérieur doivent être examinés de manière critique avant que la pollution du sol soit identifiée comme source effective.

La qualité de l'air intérieur dans des habitations est en premier lieu influencée par des sources intérieures, par l'air extérieur ainsi que par le mode et le degré de ventilation. Les paramètres étudiés en cas de contamination du sol par l'essence et le diesel peuvent également être liés à d'autres sources que la contamination du sol. Avant de réaliser des mesures de l'air intérieur, un inventaire de ces sources est requis.

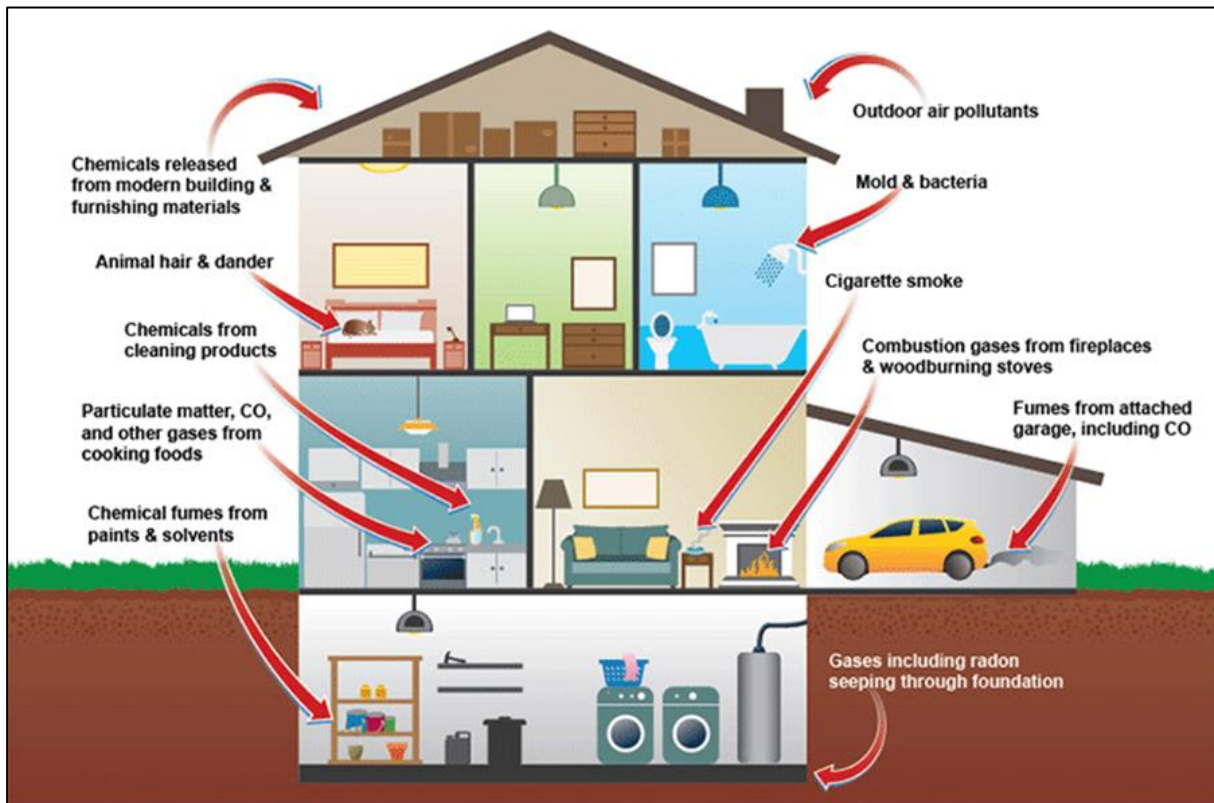
4.5.2 Autres sources en cas de pollution par du diesel ou de l'essence

L'US-EPA (2003) a développé une base de données "SRD-Source Ranking Database for Indoor Air Pollutants" servant de méthode de screening pour déterminer quels produits contiennent quels composés chimiques ou vice versa.

Pour les paramètres BTEX, 3119 produits et sources potentielles sont définies lesquels peuvent fausser les concentrations dans l'air intérieur. Il s'agit du stockage et de l'utilisation de produits (ménagers), mais aussi de sources qui ne peuvent pas être éliminées lors de la mise en place de la mesure, comme par exemple:

- Tapis;
- papier peint et peinture;
- matériaux de construction tels que panneaux agglomérés, silicones, ...;
- sources de chauffage;
- bois traité; meubles;
- planchers;
- comportement de fumeurs;
- ...

En



% OFigure 1: Représentation schématique des paramètres de pollution dans l'air intérieur ainsi que de la relation entre la pollution éventuelle du sol et/ou des eaux souterraines et les sources intérieures/extérieures (US EPA, 2017)

Les dossiers BOFAS se caractérisent également par la proximité:

- d'(anciennes) activités de garage;
- de voies de circulation fort fréquentées;
- d'environnements urbanisés.

Sur www.irceline.be/fr/qualite-de-lair/mesures sont publiées des données relatives aux mesures locales des moyennes glissantes sur 24 heures pour le benzène en Belgique.

Des études montrent que l'air intérieur est souvent plus pollué que l'air extérieur, et ceci indépendamment de la présence d'une pollution du sol. A titre d'illustration, vous trouverez ci-dessous une figure des résultats d'une vaste campagne de mesures menée par VITO dans les zones urbaines et rurales (The influence of contaminants in ambient air on the indoor air quality, VITO 2006). Précisons que les habitations où l'on fume étaient exclues de cette campagne de mesure.

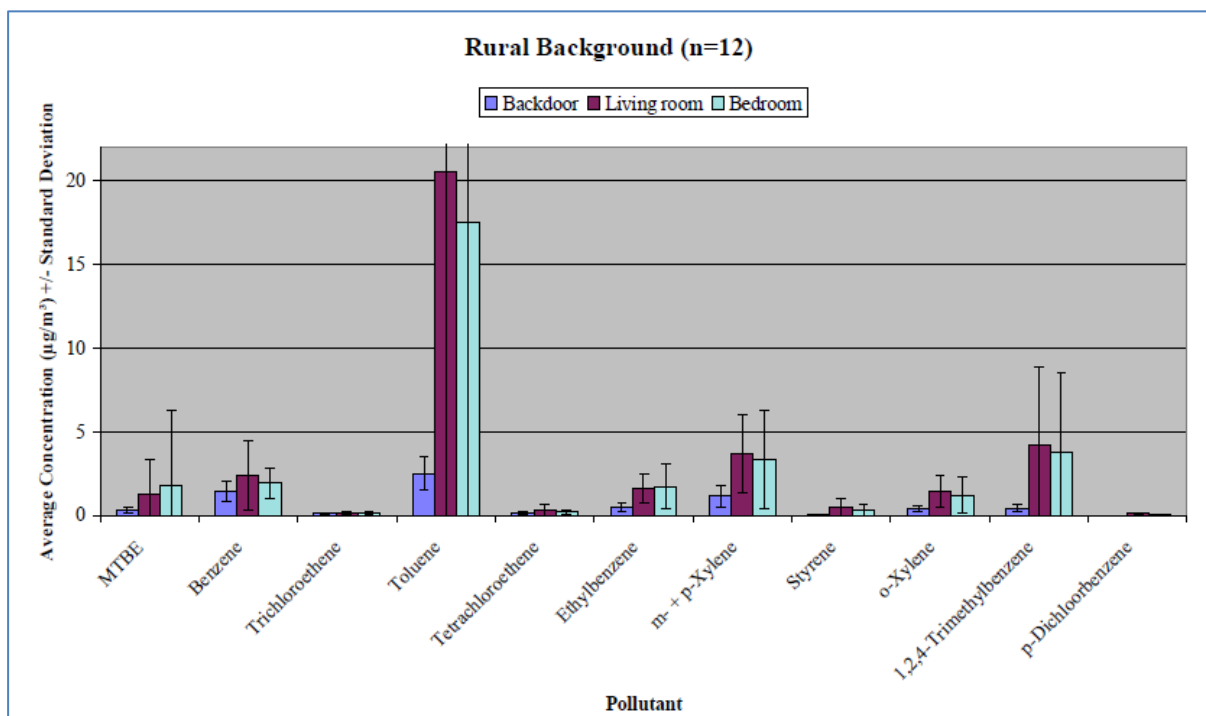


Figure 2: Aperçu des résultats de mesures de la qualité de l'air intérieur en zone rurale

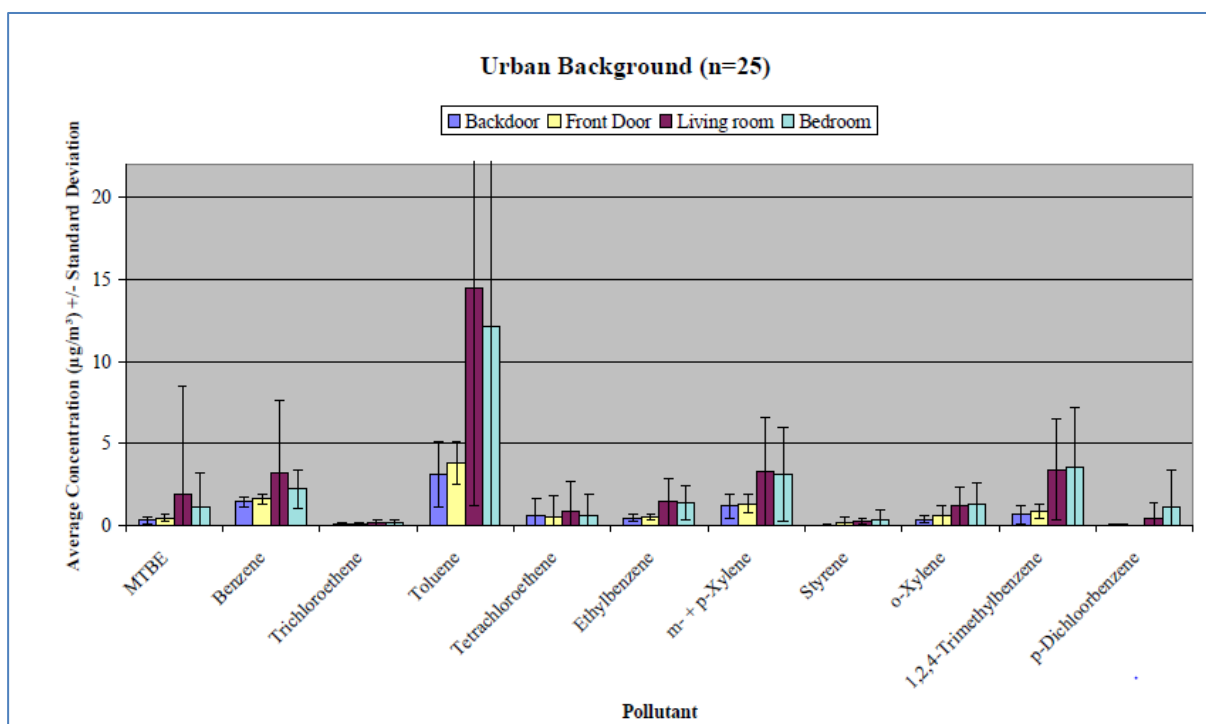


Figure 3: Aperçu des résultats de mesures de la qualité de l'air intérieur en zone urbaine

4.5.3 Stratégie d'échantillonnage

Le but de l'échantillonnage est de déterminer si la qualité de l'air intérieur est influencée par la contamination identifiée, ou par d'autres sources dans le bâtiment.

Il n'est toutefois pas toujours possible de supprimer ces autres sources. Le point d'échantillonnage doit donc être choisi avec discernement. En outre, afin que les résultats des mesures ne soient pas influencés par les comportements humains, une concertation avec les occupants du bâtiment est nécessaire. La stratégie d'échantillonnage est élaborée par l'EAS en accord avec BOFAS, et après visite du site.

Les mesures PID peuvent être utilisées pendant la visite du site. Elles sont toutefois purement indicatives et ne sont pas suffisamment précises vis-à-vis du contrôle du risque d'exposition aux paramètres liés à l'essence et au diesel. Elles peuvent néanmoins être utilisées pour détecter des canaux préférentiels de nuisances olfactives (par exemple : chambres de visites et avaloirs d'égouts, piézomètres, infrastructures d'assainissement).

Cette visite du site est documentée à l'aide de matériel photographique ainsi que d'une checklist des sources potentielles, et mentionne également les accords conclus avec les utilisateurs.

4.5.4 Mesures et résultats

L'échantillonnage est effectué conformément aux normes régionales et aux codes de bonnes pratiques. Le Tableau 7 en donne un aperçu.

BOFAS souhaite insister sur les points d'attention suivants :

- Les mesures actives sont préférées aux mesures passives.
- Le bruit de fond local est déterminé sur base d'une mesure de référence, à l'extérieur du bâtiment, si possible dans une zone extérieure à la pollution du sol et de préférence côté rue.
- Si une mesure passive est effectuée, un échantillon blanc doit également être analysé. Cet échantillon blanc suit le même chemin que la mesure passive, à l'exception de l'exposition sur le lieu de mesure.
- La durée de la mesure est fonction de la limite de détection à atteindre par rapport à la valeur limite de risque (TCL). Il s'agit au minimum de 24 heures (et de 8 heures en cas de comparaison aux valeurs MAC).
- La mesure est effectuée dans un espace de vie au rez-de-chaussée.
- Si une mesure est effectuée dans une cave, une seconde mesure sera toujours effectuée dans un espace de vie au rez-de-chaussée. Les résultats de la mesure en cave sont un outil pour définir la voie d'exposition, mais ne sont pas utilisés comme valeur pour l'exposition durant toute une vie. Le temps de séjour dans une pièce au sous-sol est trop

court que pour considérer le résultat de la mesure comme représentatif d'une valeur d'exposition dans S-Risk.

- Si l'utilisation réelle du site diffère entre le rez-de-chaussée et l'étage (par exemple : activité commerciale au rez-de-chaussée et appartement au premier étage) ET s'il y a des indications d'un impact potentiel des activités sur la valeur mesurée (par exemple : activités de garage, ...), une mesure sera effectuée dans les 2 zones occupées du bâtiment. S'il n'y a pas de soupçon d'une source externe, seule une mesure au rez-de-chaussée sera effectuée dans un premier temps.
- Par analogie avec les mesures d'air du sol, 2 mesures sont effectuées au minimum, dont l'une est représentative des conditions hivernales et l'autre des conditions estivales. Idéalement, il devrait y avoir un intervalle de 6 mois entre les 2 mesures.

Les résultats des mesures sont présentés sous forme de tableaux et contiennent au minimum les éléments suivants:

- une figure avec indication du lieu effectif de l'échantillonnage;
- le résultat de l'analyse du tube de charbon actif ($\mu\text{g}/\text{tube}$);
- la température et la pression atmosphérique;
- la durée de la mesure;
- la méthode utilisée pour la détermination du volume pompé;
- la concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- la valeur du bruit de fond local ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- dans le cas d'un échantillonnage passif: les résultats de l'échantillon blanc ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.5.5 Prise de décision

L'EAAS répondra aux questions suivantes:

- la valeur mesurée dépasse-t-elle les valeurs limites légales, et ce en fonction de l'utilisation réelle du lieu investigué?
- existe-t-il d'autres sources potentielles responsables de la valeur élevée du résultat de mesure - si oui, lesquelles?
- la pollution a-t-elle une influence significative sur la qualité de l'air intérieur ?
- la contamination du sol constitue-t-elle une menace grave vis-à-vis de l'inhalation conformément à la législation?
- quels conseils peuvent être formulés pour l'utilisateur du terrain?

4.6 Directives et normes relatives à l'air du sol, à l'air intérieur et à l'air extérieur

Tableau 7: Liste non exhaustive de documents de référence

Type de document	Intitulé du document	Région
CBP	CGP evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodemverontreinigingen (OVAM 2018, draft)	VL
CBP	CWBP - GRER - Annexe B5 : Protocole d'échantillonnage de l'air dans le cadre de l'évaluation des risques liés à l'inhalation (DGARNE)	WAL
CBP	Code de bonnes pratiques pour l'étude de risque - Annexe B-1 : Procédure pour la mesure de la qualité de l'air (Bruxelles Environnement, version 04/2018)	BXL
Norme régionale	CMA/1/A.6 : Bodemlucht, binnenlucht, omgevingslucht en emissies bij saneringen (versie 10/2017)	VL
Norme	NBN-EN-ISO 16017-1:2001 : Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Echantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 1: Echantillonnage par pompage	WAL
Norme	ISO 16200-1:2001: Qualité de l'air des lieux de travail -- Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par désorption au solvant/chromatographie en phase gazeuse -- Partie 1: Méthode d'échantillonnage par pompage	WAL
Norme	NBN-EN-ISO 16017-2:2003 : Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Echantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 2: Echantillonnage par diffusion	WAL
Norme	ISO 16200-2:2000 : Qualité de l'air des lieux de travail -- Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par désorption au solvant/chromatographie en phase gazeuse -- Partie 2: Méthode d'échantillonnage par diffusion	WAL
Norme	ISO 10381-7:2005: Qualité du sol -- Échantillonnage -- Partie 7: Lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol	WAL
Norme régionale	LUC/IV/011 : Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van lucht - Gecombineerde methode voor de kwantitatieve bepaling van op actieve kool geadsorbeerde vluchtige organische stoffen met GC-MS (ontwerp 10/2018)	VL

ANNEXE 10: MANUEL S-RISK

1 INTRODUCTION

La mise en œuvre en pratique de l'AR selon la directive BOFAS est basée sur le principe que l'évaluation de la nécessité d'assainissement et l'élaboration des objectifs d'assainissement reposent autant que possible sur l'analyse de risques par paliers BOF-TRA, sur le screening préalable BOF-SRA ainsi que sur les valeurs de screening pour l'air du sol.

Le recours à des modèles de risque est évité autant que faire se peut.

Toutefois, dans certains cas, par exemple pendant la phase de l'EF, il peut être souhaitable d'utiliser S-Risk dans l'AR, sous réserve d'une concertation préalable avec BOFAS.

Cette note indique comment utiliser le logiciel S-Risk dans de tels cas.

2 S-RISK ET LE MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE (MCS)

2.1 Description de la situation à évaluer

Dans un modèle de risque tel que S-Risk, un MCS déterminé est évalué vis-à-vis du risque d'exposition toxicologique humaine. Plusieurs MCS sont toutefois généralement à examiner pour l'AR d'un site pris dans son entièreté.

Des précisions sur les MCS et la situation actuelle+ se trouvent au chapitre 5 de la directive BOFAS.

2.2 Relation entre l'usage du terrain selon la législation et les scénarios dans le logiciel S-Risk

2.2.1 Wallonie

Le tableau ci-dessous montre la relation entre les usages du terrain selon le décret sols et le GRER d'une part, et les scénarios standard du logiciel S-Risk Wal d'autre part.

Tableau 1: Relation entre les scénarios de S-risk et l'usage du terrain selon le décret sols

Usage décret sols	Scénario S-Risk Base Générique	Scénario S-Risk Base actuelle et/ou projetée	Restrictions liées aux scénarios	Scénarios standard S-Risk version Wal
Type I Naturel	Récréatif extérieur	Récréatif extérieur	/	Récréatif sport extérieur (REC-dayout)
Type II Agricole	Agricole	Agricole	/	Agricole (AGR)
Type III Résidentiel	Résidentiel avec jardin potager	Résidentiel avec jardin potager	/	Résidentiel avec jardin potager (RES-verg)
		Résidentiel avec jardin (d'agrément, sans potager)	Pas de jardin potager	Résidentiel avec jardin (RES)
		Résidentiel sans jardin	Pas de jardin ni de jardin potager	Résidentiel sans jardin (RES-ng)
Type IV Récréatif et commercial	Récréatif sport intérieur, récréatif sport extérieur et industriel léger	Récréatif sport intérieur	Usage type IV limité au récréatif	Récréatif sport intérieur (REC-dayin)
		Récréatif sport extérieur	Pas de bâtiment / Usage type IV limité au récréatif	Récréatif sport extérieur (REC-dayout)
		Industriel léger (commercial)	Usage type IV limité au commercial	Industriel léger (activités intérieures IND-I)

Type V Industriel	Industriel léger et industriel lourd	Industriel léger (activités intérieures)	Usage type V limité au activités industrielles intérieures	Industriel léger (IND-l)
		Industriel lourd (avec activités extérieures)	Usage type IV limité au activités industrielles extérieures	Industriel lourd (avec activités extérieures IND-h)

2.2.2 Bruxelles

Le tableau ci-dessous montre la relation entre les scénarios standard de S-Risk VI-Br et le code de bonnes pratiques pour les études de risques à Bruxelles.

Tableau 2: Relation entre les scénarios de S-risk et l'usage du terrain selon le CBP pour les études de risques (Bruxelles)

Classes de sensibilité (annexe 1 de l'Arrêté du 29/03/2018)	Usage standard (bodemdecreet VI)	Zone du PRAS (annexe 3 de l'Arrêté du 29/03/2018)	Scénarios standard S-Risk version VL
Zone particulière	Type II (agriculture)	Zones agricoles Zones vertes Zones vertes de haute valeur biologique Zones forestières	Résidentiel avec jardin en zone agricole (type II)
		Zones de parc Zones de servitude au pourtour des bois et forêts Zones de cimetière	Récréatif de jour avec des activités à l'extérieur (type IVa)
Zone d'habitat	Type III (zone d'habitat)	Zones d'habitation a prédominance résidentielle Zones d'habitation Zones mixte Zones de forte mixité Zones d'entreprise en milieu urbain (ZEMU) Zones d'équipement d'intérêt collectif ou de service public Zones administratives	Résidentiel avec jardin potager (type IIIa)
		Zones de sport ou de loisir en plein air	Récréatif de jour avec des activités à l'extérieur (type IVa)
Zone industrielle	Type V (zone industrielle)	Zones d'industrie urbaine	Industrie légère (type Va)
		Zones d'activités portuaires et de transport Zones de chemin de fer	Industrie lourde avec activités extérieures (type Vb)

Enfin, le tableau ci-dessous donne un aperçu des voies d'exposition qui sont activées dans S-Risk (Wal/VI/Bxl) en fonction des usages du sol standard de S-Risk.

Tableau 3: Aperçu des voies d'exposition standard dans le logiciel S-Risk

	agricole (II)	résidentiel (III)			récréatif (IV)			industriel (V)	
	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL
	résidentiel avec jardin dans une zone agricole	résidentiel avec jardin potager	résidentiel avec jardin	résidentiel sans jardin	récréatif de jour / sport avec activités extérieures	récréatif de jour / sport avec activités intérieures	récréatif de séjour	industrie légère	industrie lourde avec activités extérieures
voie d'exposition									
orale									
ingestion de particules de sol	x	x	x	x	x		x	x	x
ingestion de poussières (PM10)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ingestion de légumes (produits locaux)	x	x							
ingestion de viande et de lait (produits locaux)	x								
consommation d'eau (conduite de distribution ou eau souterraine)	x	x	x	x			x	x	x
dermique									
adsorption de particules de sol	x	x	x	x	x		x	x	x
adsorption de poussières	x	x	x	x	x	x	x	x	x
adsorption via l'eau durant les bains et les douches	x	x	x	x			x		
inhalatoire									
inhalation d'air extérieur et de poussières (PM10)	x	x	x	x	x		x	x	x
inhalation d'air intérieur et de poussières (PM10)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
inhalation de vapeurs durant les bains et les douches	x	x	x	x			x		

Remarques

Contrairement à ce que son nom indique, le scénario standard « habitat sans jardin » tient bien compte de l'absorption par ingestion de terre, mais à des taux d'ingestion inférieurs à ceux des scénarios 'habitat avec jardin' ou 'habitat avec potager'.

Le scénario standard "habitat sans jardin" ne peut donc être utilisé comme tel que pour des zones avec, par exemple, des jardins de copropriété ou des zones sans revêtement (comme dans le cas d'immeubles à appartements).

Si dans la modélisation, on désire exclure l'exposition par ingestion de terre non pertinente dans la situation actuelle+ du site (par exemple en raison de la présence d'un revêtement), cette voie d'exposition doit être supprimée par le biais d'un usage de terrain approprié afin d'obtenir une estimation plus correcte du risque d'exposition.

La version S-Risk Wal n'inclut pas le scénario récréatif de séjour.

Les voies d'exposition peuvent être activées et désactivées sans restrictions. Toutefois, nous déconseillons fortement d'activer des voies d'exposition qui n'étaient pas actives dans l'usage du terrain standard qui sert de base à un usage de terrain adapté, car cela pourrait entraîner des résultats incohérents.

3 PARAMÈTRES À ENCODER DANS S-RISK

3.1 Polluants

Pour les pollutions liées à l'exploitation d'une station-service, les polluants encodés correspondent aux paramètres guides et aux contaminations constatées.

Vu la composition du diesel, les fractions suivantes sont pertinentes dans le sol et doivent être incluses dans l'AR avec S-Risk.

Tableau 4: Fractions EC individuelles pertinentes pour une pollution au diesel

Aliphatés	Aromates
EC>6-8	
EC>8-10	EC>8-10
EC>10-12	EC>10-12
EC>12-16	EC>12-16
EC>16-21	EC>16-21
	EC>21-35

Dans de nombreux cas, les analyses disponibles fournissent soit le paramètre 'somme' des HM, soit une répartition en fractions, mais sans le « split » aliphatés/aromates. Un split est toutefois nécessaire dans le cas d'une évaluation avec le logiciel S-Risk. Ce split peut aussi bien être obtenu sur base d'une analyse que sur base d'une estimation fondée.

Concernant les pollutions en essence, la détermination du risque à l'aide d'autres composés que les paramètres guides reste une exception. Le cas échéant, ces autres composés déterminant le risque feront de préférence l'objet d'analyses spécifiques.

3.1.1 Répartition en fractions aliphatiques et aromatiques

Plusieurs possibilités existent pour déterminer la répartition aliphatiques/aromatiques. Le choix dépend des dispositions régionales:

1. Soit il est fait usage d'une composition standard pour le diesel (voir tableau ci-dessous). La valeur totale pour les HM EC10-EC40 est alors répartie en fractions significatives selon cette composition standard. Pour les dossiers en Région wallonne, cela signifie que l'analyse GC/FID EC10-EC40 standard doit être effectuée selon le CWEA (S/H-III-5v3). La conversion est basée sur la somme EC10-40 : les fractions individuelles de l'analyse ne sont pas utilisées.

Les cellules en vert indiquent les fractions HM qui ne sont pas pertinentes dans le cas d'une pollution en diesel.

Tableau 5: Aperçu des fractions EC dans S-Risk pour une pollution au diesel

TPH aliphatique (EC 5-6)			0.00%
TPH aliphatique (EC >10-12)			8.20%
TPH aliphatique (EC >12-16)			47.36%
TPH aliphatique (EC >16-21)			22.46%
TPH aliphatique (EC >21-35)			0.00%
TPH aliphatique (EC >6-8)			0.10%
TPH aliphatique (EC >8-10)			0.88%
TPH aromatique (EC >6-7)			0.00%
TPH aromatique (EC >7-8)			0.00%
TPH aromatique (EC >8-10)			1.56%
TPH aromatique (EC >10-12)			1.37%
TPH aromatique (EC >12-16)			11.23%
TPH aromatique (EC >16-21)			6.84%
TPH aromatique (EC >21-35)			0.00%

2. Soit on dispose de l'analyse des HM EC5-35/EC10-40 avec rapportage des fractions globales mais SANS split aliphatiques/aromatiques. Il s'agit de l'analyse standard en HM selon le CWEA/CMA. Sur base d'un ratio bien défini (par exemple 70/30) entre les aliphatés et les aromates, les fractions globales peuvent être divisées en concentrations pertinentes pour les fractions individuelles en aliphatés et aromates. Cette répartition n'est représentative que pour le sol.
3. Soit on dispose, pour chaque échantillon de sol individuel inclus dans l'AR, de l'analyse des HM avec rapportage des fractions globales ET le split aliphatés/aromates. Il s'agit ici de l'analyse selon le CWEA S-III-7v3 et S-III-4v2 conformément au principe du TPHWGC ou de l'analyse selon la méthode CMA R.3 VPK/EPK pour les hydrocarbures pétroliers.

L'EAAS doit alors s'assurer que l'analyse est bien effectuée conformément au CWEA/CMA. Des essais comparatifs ayant montré que l'analyse était souvent non représentative et souffrait d'une forte variabilité selon le laboratoire choisi et la nature de la contamination, cette option ne peut être choisie que si l'EAAS traite les résultats d'analyse de manière suffisamment critique.

En outre, cette approche génère souvent une surestimation des risques pour certaines fractions car des produits de dégradation présentant moins de risques sont également inclus dans les fractions, de sorte que, dans certains cas, les valeurs de risque pour ces fractions ne sont plus représentatives.

4. Soit il est fait usage, spécifiquement au dossier, d'un ratio déterminé pour la répartition entre aliphatés et aromates, en se basant sur un ou plusieurs échantillon(s) représentatif(s) obtenu(s) selon l'approche susmentionnée (point 3). Ce ratio est ensuite utilisé pour l'évaluation des autres échantillons qui n'ont pas été analysés selon le split. On peut le faire:

- soit en partant des fractions individuelles en HM et en appliquant la répartition entre aliphatés et aromates pour chaque fraction (= 100%) sur les échantillons soumis à l'analyse HM classique ;
- soit en partant de la concentration totale en HM (= 100%) et en appliquant la répartition en % des différentes fractions du split sur les échantillons soumis à l'analyse HM classique.

Dans les deux cas, l'analyse de type split doit être effectuée sur un ou plusieurs échantillons de sol PERTINENTS.

Remarques

Si on est en présence de différents produits, il faut déterminer un ratio différent pour chacun d'eux (par exemple, une tache de diesel qui se superpose - ou non - à une tache d'huile moteur usagée).

Les fractions EC5-8 ne sont pas incluses dans l'évaluation d'une pollution en diesel, car des études montrent que ces fractions ne sont pas déterminantes pour le risque ni présentes en concentrations significatives dans les sols contaminés par un diesel standard.

Si des fractions EC5-8 apparaissent dans l'analyse, il s'agit généralement des composés suivants : benzène, toluène, MTBE... L'analyse de risques pour ces fractions (EC 5-8) est effectuée, en présence d'essence, via l'analyse de risques spécifique de ces composés (benzène, toluène, MTBE...).

3.2 Concentrations

3.2.1 Concentrations maximales, moyennes et spécifiques à un horizon

Conformément à la procédure wallonne, l'EAAS a la possibilité de travailler avec une concentration représentative pour chaque horizon et pour chaque zone (voir le GREC pour le calcul à l'aide de l'outil ESR.xlms). A Bruxelles, la concentration est déterminée selon le Code de Bonnes Pratiques pour l'Etude de Risque (CBPER).

Toutefois, l'EAAS doit tenir compte de la FAQ de S-Risk (par exemple, un encodage adapté en cas de pollution sous un bâtiment).

Par ailleurs, dans le GREC, il est mentionné qu'en ce qui concerne les polluants volatils (*pression de vapeur à 20°C supérieure à 10⁻¹ Pa*), les concentrations représentatives sont fixées aux concentrations maximales mesurées.

Dans l'ensemble, pour toutes les régions, au vu des substances rencontrées, on peut considérer que celles-ci sont presque exclusivement des polluants volatils, et que la concentration représentative est égale à la concentration maximale. Il n'est donc pas nécessaire de travailler avec une valeur moyenne.

Les lignes directrices supplémentaires suivantes sont toutefois cruciales pour une AR correcte.

L'encodage de concentrations appropriées est d'une importance capitale pour la réalisation de l'évaluation des risques. Les éléments suivants doivent être pris en compte:

- une concentration représentative en fonction de la voie d'exposition;
- une concentration représentative en fonction du comportement humain;
- une concentration représentative en fonction de l'hétérogénéité de la pollution.

Lors de l'établissement du profil de sol et de la sélection des concentrations appropriées pour chaque horizon, il est important de connaître la relation entre le profil de sol / profil de concentration et les voies d'exposition / voies de dispersion. Un exemple est donné dans le tableau ci-dessous.

Tableau 6: Relation entre voie d'exposition et profil de pollution

Voie d'exposition	Couche de sol et pollution
inhalation air extérieur (gaz)	profil complet du sol jusqu'à l'eau souterraine + eau souterraine
inhalation air extérieur (particules)	couche supérieure du sol (quelques cm)
ingestion particules de sol (hommes, animaux)	couche supérieure du sol (quelques cm)
absorption par les plantes (légumes, pâture)	couche supérieure du sol (30 cm)
ingestion eau potable après perméation à travers la conduite	couche correspondant à la profondeur de la conduite d'eau (sol ou eau souterraine)
ingestion eau potable en cas d'utilisation directe d'eau souterraine	eau souterraine
inhalation air intérieur (gaz)	profil complet du sol autour et sous le bâtiment jusqu'à l'eau souterraine + eau souterraine
inhalation air intérieur (particules)	couche supérieure du sol (quelques cm)
ingestion poussières venant du sol	couche supérieure du sol (quelques cm)

La sélection du résultat d'analyse à encoder dans S-Risk et la définition du profil de sol sont toujours à considérer en regard des profils de forage et des observations de terrain. Les différents horizons de sol sont définis en fonction de la texture du sol et des variations d'observations organoleptiques. Si une odeur est détectée à l'intérieur d'un horizon de sol, le résultat d'analyse est à attribuer à l'ensemble de cet horizon.

3.2.2 Concentrations du sol en fonction du niveau de l'eau souterraine

L'EAAS doit déterminer précisément la profondeur la plus appropriée du niveau de l'eau souterraine, et ce en tenant compte de possibles fluctuations. Le niveau d'eau le plus bas connu est toujours utilisé. Les analyses de sol prélevées dans la tranche située entre le niveau d'eau le plus élevé et le niveau d'eau le plus bas sont associées à la zone non saturée, conformément au principe worst case.

Remarque:

Généralement, un assainissement en cours est suivi à l'aide de forages de reconnaissance. Il est alors important de récolter des données sur la pollution du sol dans la zone de rabattement de l'eau souterraine afin de vérifier s'il y a encore une charge polluante significative à hauteur ou sous le niveau d'eau naturel. Ces analyses sont intéressantes pour le suivi de l'assainissement en cours, mais elles ne conviennent pas pour un encodage dans S-Risk, dès lors qu'en l'absence de rabattement, ces concentrations se situent en zone saturée et que S-Risk ne permet pas une évaluation correcte dans ce cas (voir la FAQ de S-Risk).

En cas d'encodage dans S-Risk de concentrations pour l'eau souterraine, l'objectif de la simulation doit être déterminé à l'avance. Si l'objectif recherché est d'estimer le risque de volatilisation au départ de la nappe, il convient d'utiliser les résultats d'eau souterraine mesurés au niveau de la première zone saturée, que celle-ci soit aquifère ou non. Par contre, si l'objectif souhaité est de vérifier le risque lié à la consommation d'eau souterraine, il convient alors d'utiliser des concentrations mesurées au niveau de piézomètres implantés dans la zone exploitable.

En cas d'utilisation de l'Application III de S-Risk, les objectifs d'assainissement sont calculés basé sur une approche trop générale. Par exemple, des concentrations du sol et de l'eau souterraine ne peuvent pas être saisies simultanément dans le modèle. Un calcul séparé doit être effectué pour les unes et pour les autres. BOFAS tient cependant à préciser qu'il est préférable de ne pas utiliser l'Application III dans le cadre de ses dossiers. L'utilisation de l'Application III est une approche trop générale pour simuler les risques des pollutions résiduelles. L'Application II permet de les simuler de manière plus fine, grâce à une approche itérative en tenant compte des spécificités du site.

3.2.3 Utilisation des mesures d'air du sol, d'air intérieur et d'air extérieur dans S-Risk

Dans certains cas, BOFAS fera procéder à des mesures supplémentaires, telles que des mesures d'air du sol ou des mesures d'air ambiant.

Les modalités de ces mesures sont exposées dans une annexe séparée de la directive (voir annexe 9).

Les points d'attention importants pour S-Risk sont les suivants:

- il est préférable de créer un horizon spécifique dont le sommet et la base correspondent au sommet et à la base de la crépine du piézair.
- Dans le cas de mesures d'air du sol effectuées sous un bâtiment, il est nécessaire de créer au préalable (via l'onglet "soil concentration") un "enable separate profile for indoor vapour intrusion". Ce n'est qu'ensuite qu'une valeur spécifique au bâtiment pourra être saisie pour la mesure d'air du sol.

3.2.4 Produit pur

Dans le cas où du produit pur est constaté, des mesures d'air du sol devront être utilisées pour évaluer le risque inhalatoire. Des échantillons d'eau souterraine pollués par du produit pur ne pourront pas être retenus pour l'encodage dans S-Risk (voir e.a. la FAQ de S-Risk et le GRER).

3.2.5 Simulation d'un revêtement

BOFAS privilégie la simulation selon la méthode ci-dessous, conformément à la FAQ disponible sur le site internet de S-Risk:

Définition d'un horizon de sol (peu importe le type) d'épaisseur égale à l'épaisseur du revêtement. Fixation d'une concentration en polluant égale à "0". Sélection d'une porosité appropriée via Trier 2:

- O_a : porosité à l'air $\rightarrow$ voir manuel S-Risk en fonction du type de revêtement;
- O_s : porosité du sol (totale) $\rightarrow = 2 \times O_a$;
- O_w : porosité à l'eau $\rightarrow = 0$.

Remarque: une approche alternative ne peut être envisagée qu'en concertation avec BOFAS (par exemple : en cas de revêtement plus perméable, on peut se baser sur un horizon de sol standard sans ajustement de la porosité).

3.2.6 Pollution sous (une partie de) bâtiment

Conformément à la FAQ disponible sur le site internet de S-Risk, il est estimé qu'en cas de contamination sous une partie d'un bâtiment, le risque inhalatoire est proportionnel au % de la surface bâtie contaminée par rapport à la surface bâtie totale (par exemple : 5 % du sol sous la surface bâtie est contaminé).

Dans un tel cas, l'EAAS doit créer un profil distinct pour l'évaporation sous le bâtiment via "enable separate profile for indoor vapour intrusion".

Dans le champ standard, pour la zone non bâtie, la concentration effectivement mesurée peut être encodée (p. ex.: pour le benzène 12mg/kg ms).

Pour la partie située sous le bâtiment, une concentration corrigée est introduite, sur base de la valeur mesurée et du pourcentage de la surface bâtie contaminée par rapport à la surface bâtie totale (p.ex.: pour le benzène: 5% → 5% x 12mg/kg ms = 0,6mg/kg ms). Dans ce cas, la concentration de 0,6mg/kg ms est encodée dans le champ pour la concentration sous le bâtiment, comme indiqué dans la figure ci-dessous.

Soil concentrations

☒ Enable separate profile for indoor vapour intrusion

	depth	mg/kg	mg/kg
Standard clay	0		
Standard loam	3	1.2E1	6.0E-1

Figure 1: Encodage dans S-Risk pour une pollution sous un bâtiment

3.2.7 Excavations tubées

Lors de la mise en œuvre d'excavations tubées, il peut subsister, dans certains cas, une pollution résiduelle après les travaux. C'est le cas lorsque le recouvrement des tubes n'est pas suffisant pour permettre une excavation totale des terres polluées.

En cas d'excavations tubées, BOFAS s'efforce toujours d'effectuer une pré-excavation d'une profondeur variant généralement entre 1,0m-ns et 2,0m-ns. Le but de cette pré-excavation est notamment d'éliminer l'entièreté de la contamination dans la zone superficielle (pertinente vis-à-vis des voies d'exposition: contact cutané, inhalation/ingestion de particules de sol, absorption par les plantes, perméation via les conduites, ...), mais elle est également motivée par des raisons pratiques (préparation d'une zone de travail adaptée à la technique, profondeur supplémentaire atteignable par la technique, ...).

Dans de telles situations, l'évaluation des risques se limite aux risques d'inhalation de l'air extérieur et/ou intérieur, car les autres voies d'exposition ont été éliminées suite à la pré-excavation.

Étant donné que l'excavation tubée est réalisée en tenant compte des constructions existantes et que leur démolition n'est souvent pas prévue dans le cadre des TA, l'évaluation de la pollution résiduelle dans la zone d'excavation tubée pour l'usage actuel devra uniquement tenir compte du risque inhalatoire vis-à-vis de l'air extérieur. Pour cette simulation, on peut utiliser la concentration représentative attendue dans la zone de non recouvrement des tubes. Cette valeur peut être déterminée soit à partir des concentrations

initiales mesurées lors des études préalables, soit, à partir d'échantillons intermédiaires prélevés dans les tubes à différentes profondeurs lors des travaux.

Pour l'évaluation de la situation actuelle+ (potentielle) ou standard, il faut tenir compte du fait, dans certains cas, qu'un bâtiment puisse être construit après la réalisation des TA. Si tel est le cas, on se retrouve face à la situation de fait d'une pollution sous un bâtiment. L'emplacement exact de ce bâtiment n'étant généralement pas connu, il n'est pas possible de définir le pourcentage de la surface du bâtiment qui surplombera la pollution résiduelle. Toutefois, on sait qu'une partie seulement de la surface totale du bâtiment se situera au-dessus du sol contaminé, puisque seul le pourcentage non considéré par le recouvrement des tubes présentera encore une pollution résiduelle. Pour cette simulation, l'opération est analogue à une simulation standard pour une pollution sous une partie de bâtiment. Dans ce cas, la clé de répartition pour la détermination des concentrations corrigées est toutefois calculée sur base du pourcentage de non recouvrement des tubes, à la place du pourcentage de la surface contaminée sous le bâtiment.

3.2.8 Contamination du sol uniquement en zone saturée

Conformément à la FAQ disponible sur le site internet de S-Risk, 2 options sont dans ce cas possibles:

Option 1: évaluation sur base des concentrations dans l'eau souterraine

Remarque: le caractère exploitable ou non de la nappe n'est pas pertinent ici. L'EAAS doit utiliser des piézomètres peu profonds implantés au droit de la nappe phréatique. A l'instar de la région bruxelloise, des analyses représentatives du premier 1,5m de la zone saturée doivent être encodées.

Option 2: évaluation sur base des concentrations dans le sol

Les concentrations du sol dans la zone saturée sont converties en concentrations dans les eaux souterraines, puis introduites dans S-Risk (par exemple, si aucun piézomètre n'est disponible dans la zone).

BOFAS préconise de recourir à l'option 1.

3.3 Caractéristiques du sol

3.3.1 Type de sol

Les caractéristiques et la stratigraphie du sol ont un impact important sur le transfert des polluants. Dans S-Risk, l'EAAS peut encoder un profil de sol basé sur différents horizons. C'est pourquoi BOFAS demande qu'une attention particulière soit accordée à un profil de sol détaillé et justifié.

Le choix du type de sol doit toujours être basé sur des analyses granulométriques et selon la classification du triangle textural belge. Pour ce faire, on peut utiliser soit l'outil "triangle texture belge.xlsm" du GRER, soit une alternative comparable. Dans le rapport d'AR, BOFAS demande un cliché du triangle textural sur lequel on peut clairement identifier les choix qui ont été faits.

Sur base de la granulométrie, il y a peu de différences entre les types de sols de S-Risk dans les différentes régions. Les 7 types de sol standard sont comparables dans S-Risk VL/Br et S-Risk Wal. Les deux versions présentent par ailleurs un profil de sol générique. De plus, la version S-Risk Wal possède un horizon type pour les "remblais" et un horizon "limon caillouteux".

Bien que les 7 types de sols soient similaires en termes de granulométrie et de dénomination, ils présentent, pour certaines caractéristiques, des valeurs très différentes entre les versions S-Risk WAL et S-Risk VL/BXL. La teneur en matière organique (MO), la porosité et la hauteur capillaire diffèrent particulièrement entre les deux versions. Compte tenu de ce qui précède, nous tenons à souligner qu'un même type de sol présente donc un comportement différent d'une région à l'autre.

En termes de perméabilité, les types de sols dans la version S-Risk Wal tendent à se regrouper en 2 classes distinctes (sols perméables et sols moins perméables), alors que la version S-Risk VL/Br présente une transition plus progressive entre les différents types de sol.

En termes de MO, les sols de la version S-risk Wal renferment des teneurs significativement plus élevées que les mêmes types de sols de la version S-Risk VL/Br.

Le tableau ci-dessous donne un aperçu des caractéristiques les plus importantes des types de sol standard de S-Risk.

T0020_Directive

Directive BOFAS 3 - Annexe



Tableau 7: Paramètres des sols standard de S-Risk

Code		Heavy clay (U)		Light sandy loam (P)		Loamy sand (S)		Limon caillouteux (G)		Generic (standard)	
Région		WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL
% MO	%OC	0.0398	0.01	0.013	0.01	0.016	0.006	0.0348	nvt	0.0133	0.0116
% MO	%MO	6.8	1.7	2.2	1.7	2.8	1	6	nvt	2.3	2
% Vair	m³/m³	0.158	0.11	0.254	0.15	0.262	0.19	0.243	nvt	0.247	0.23
% Veau	m³/m³	0.469	0.4	0.283	0.23	0.253	0.18	0.401	nvt	0.287	0.2
Porosité	m³/m³	0.627	0.51	0.537	0.38	0.514	0.37	0.644	nvt	0.534	0.43
% Argile	%	40	40.9	8	9.15	6	8.23	18.1	nvt	9	10
Hauteur capillaire	m	7.3	1.5	1.2	0.6	1	0.4	3.4	nvt	1.2	0.5
Perméabilité pour air	m²	1.30 E-14	3.70 E-15	1.40 E-13	2.80 E-13	2.20 E-13	8.80 E-13	2.70 E-14	nvt	1.40 E-13	6.60 E-13

Code		Loam (A)		Sandy loam (L)		Clay (E)		Sand (Z)	
Région		WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL
% MO	%OC	0.0147	0.005	0.016	0.007	0.0254	0.01	0.1189	0.006
% MO	%MO	2.5	0.9	2.8	1.2	4.4	1.7	3.3	1
% Vair	m³/m³	0.202	0.13	0.243	0.15	0.19	0.14	0.319	0.31
% Veau	m³/m³	0.345	0.31	0.341	0.27	0.395	0.31	0.209	0.09
Porosité	m³/m³	0.547	0.44	0.584	0.41	0.547	0.45	0.528	0.4
% Argile	%	14	15.5	12	13.1	24.6	23.4	2	3.6
Hauteur capillaire	m	8.1	1.7	2.3	0.8	3.8	0.7	0.8	0.3
Perméabilité pour air	m²	2.30 E-14	1.00 E-14	2.50 E-14	3.60 E-14	2.30 E-14	2.20 E-14	3.80 E-13	5.50 E-12

Si une caractéristique est modifiée, cela doit être justifié.

Remarque :

! L'utilisation d'un type de sol générique n'est pas acceptée par BOFAS ! L'EAAS doit toujours sélectionner un type de sol adéquat.

En cas d'horizons allochtones ou de couches de sol qui n'entrent pas dans le champ d'application du triangle textural belge (par exemple : horizons à très fortes teneurs en fractions non minérales, à très faibles teneurs en matière sèche, à fortes teneurs en fractions grossières, ...), l'EAAS doit fournir une motivation quant au type de sol retenu. L'impact potentiel du choix posé (sous-estimation ou surestimation) doit être ajouté au rapport.

3.3.2 Remblais (version S-Risk Wal)

Dans la version S-Risk WAL, un horizon de sol supplémentaire, défini comme "remblais", peut être utilisé en cas de présence d'une couche remblayée sur le site.

Les valeurs par défaut pour cette couche (% MO, % argile, pH-KCl, ...) dans S-Risk ont été obtenues en retenant à chaque fois le paramètre worst case de différents types de remblais. Ceci implique que les "remblais" peuvent ne pas être représentatifs. Comme alternative, il peut être fait usage du type de sol "limon caillouteux", à condition d'en adapter les caractéristiques. Par site, il convient d'examiner lequel de ces deux types de sol ("remblais" ou "limon caillouteux") est le plus approprié pour l'évaluation. La justification est à reprendre dans le rapport.

3.4 Paramètres pertinents pour l'eau souterraine

3.4.1 Encodage ou calcul de la concentration dans les eaux souterraines

L'EAAS peut utiliser les deux options susmentionnées fournies par S-Risk (encodage ou calcul), à condition que cela soit clairement indiqué et argumenté dans le rapport. Si des concentrations mesurées dans les eaux souterraines sont encodées, il convient de toujours vérifier si celles-ci sont supérieures aux concentrations d'équilibre calculées à partir du sol (tenant compte également de la profondeur des échantillons).

Dans le cas de nappes exploitables, seules les prises d'eau autorisées ou déclarées sont prises en compte.

3.4.2 Conduite d'eau potable

Pour la situation actuelle, la nature de la conduite doit être mentionnée dans le rapport avec une justification (spécifique au site). Pour la situation standard ou la situation actuelle+, il est préférable d'utiliser des conduites en PE.

Dans S-Risk, un certain nombre de paramètres peuvent être modifiés en ce qui concerne la conduite d'eau potable (diamètre, épaisseur de paroi, temps de stagnation, ...). Le coefficient de diffusion ne peut cependant pas être ajusté. La littérature montre que celui-ci peut s'écarter fortement de la valeur standard de S-Risk dans le cas de conduites plus importantes. Ce paramètre est également très différent selon que la conduite est située au-dessus ou en-dessous du niveau des eaux souterraines. L'EAAS doit être conscient que l'évaluation de la perméation au travers des conduites dans S-Risk est plus appropriée pour les raccordements domestiques que pour les conduites principales. Pour ces dernières, S-Risk peut également être utilisé en première approche, mais avec suffisamment de réserve vis-à-vis du résultat, qui sera toujours nettement worst case.

Un deuxième aspect important concernant l'évaluation de la perméation est que l'on accorde souvent trop peu d'attention à la longueur correcte de la zone contaminée. On utilise souvent la longueur standard de 50 m de S-Risk, ce qui est souvent non représentatif pour les dossiers BOFAS.

3.4.3 Eau souterraine peu profonde dans le cas d'un bâtiment avec cave

Si le niveau de l'eau souterraine est moins profond que la base inférieure de la cave, le modèle permet de convertir les concentrations dans l'eau souterraine en concentrations dans le sol d'une couche virtuelle insérée juste sous le sol de la cave, conformément à la FAQ disponible sur le site internet de S-Risk. Ceci peut être fait via le tableur GW to soil.xls.

3.5 Caractéristiques des constructions

3.5.1 Cave / Vide ventilé / Dalle de sol

Trois types de constructions peuvent être choisies dans S-Risk :

- "Basement" = cave;
- "Crawl space" = vide ventilé;
- "Slab-on-grade" = dalle de sol.

Tant le volume des espaces que l'épaisseur de la dalle de sol sont pourvus d'une valeur par défaut. Pour la situation actuelle+, l'épaisseur n'est généralement pas connue (sauf en cas de forages diamantés dans le bâtiment) et il est préférable de réaliser les calculs avec la

valeur standard. Pour les volumes, l'encodage d'une estimation ou d'une mesure est toujours possible.

La qualité de la dalle est fixée en standard sur "gaps and holes".

Remarque:

Compte tenu des tendances actuelles dans le secteur de la construction, il ne sera pas fait usage du vide ventilé pour la situation actuelle+ dans le cas de nouveaux bâtiments.

4 EVALUATION DES RÉSULTATS

4.1 RI - ExCR

Les concentrations encodées sont comparées aux RI et aux ExCR.

En outre, pour autant que cela soit pertinent, les concentrations seront évaluées par rapport aux objectifs de qualité suivants :

En Wallonie:

Pour la concentration dans l'environnement (mesurée ou modélisée) : les directives 2008/50/CE et 2004/107/CE ainsi que l'AGW du 15/07/2010 reprennent les niveaux à respecter (valeurs limite et valeurs cible) dans l'air ambiant (pour le benzène, le plomb, l'arsenic, le cadmium, le nickel et le benzo(a)pyrène uniquement).

Pour les eaux destinées à la consommation humaine : les valeurs paramétriques applicables (et les paramètres indicateurs) sont repris(e)s dans le Code de l'Eau, qui est une transposition en droit wallon de la directive européenne 98/83/CE.

En Flandre/à Bruxelles:

Des informations sur les concentrations admissibles dans différents milieux (air, légumes, aliments pour les animaux) sont consultables dans les fiches techniques des substances ("substance data sheets"): TCL, TCDV, TCG, ...

Dans le cadre de l'évaluation de la pollution des sols sur d'anciens sites de stations-service, les normes les plus importantes sont celles relatives aux concentrations dans l'air intérieur, dans l'air extérieur et dans l'eau potable.

4.2 Valeurs de fond

Dans la version S-Risk Wal, il n'est pas pris en compte l'exposition au bruit de fond, contrairement à la version S-Risk Vl/Bxl.

Pour éviter que, dans S-Risk Vl/Bxl, la valeur de fond ne soit comptée deux fois (par exemple pour l'analyse des concentrations dans l'air intérieur ou l'analyse de l'eau de distribution), il convient soit de soustraire la concentration de fond à la mesure de terrain, soit d'ajuster la concentration de fond dans le modèle à "0".

Cette correction n'est pas nécessaire dans le cas de l'exposition par le biais des aliments et pour les substances cancérigènes.

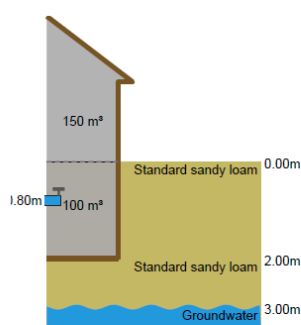
5 RAPPORTAGE

Pour chaque simulation S-Risk, le rapport détaillé doit être transmis en annexe sous forme électronique. Ceci s'applique également aux évaluations intermédiaires envoyées par courriel.

En ce qui concerne les rapports, BOFAS souhaite voir, dans la partie 'texte' du rapport, les parties les plus importantes du rapport synthétique des simulations, avec pour chaque simulation une explication du modèle conceptuel, en ce compris le tableau de screening des voies d'exposition retenues.

Les données de base encodées ainsi que toutes les modifications apportées aux paramètres standard sont brièvement décrites, et les informations suivantes sont reprises au minimum:

A. La configuration du sol



Site characteristics

Building type		Basement
Floor thickness	m	0.1
Floor quality setting		Gaps and holes
Drinking water pipe depth	m	0.8
Length of the site	m	50.0

Figure 2: Configuration du sol (exemple de rapportage)

B. Les voies d'exposition et l'usage du terrain

Default land uses
Residential without garden ▼

Land use

Name: Residential only inhal

Oral exposure route

- ☐ Intake via soil and dust
- ☐ Intake via locally produced vegetables
- ☐ Intake via locally produced meat and milk
- ☐ Intake via locally produced eggs
- ☐ Intake via groundwater or drinking water

Fraction of groundwater used as drinking water:

Dermal exposure route

- ☐ Absorption from soil and dust
- ☒ Absorption from water

Inhalation exposure route

- ☒ Intake via outdoor air
- ☒ Intake via indoor air
- ☒ Intake via bathroom air

Figure 3: Voies d'exposition (exemple de rapportage)

C. Les concentrations encodées

		Standard sandy loam	Standard sandy loam	Groundwater
Layer properties				
Top of layer	m	0.0	2.0	3.0
OM	%	2.8	2.8	
Clay content	%	12.0	12.0	
pH _{KCl}		5.400e+0	5.400e+0	
Concentrations		mg/kg dm	mg/kg dm	µg/l (Calculated)
Benzene		0	2.000e-1	7.204e+1
Toluene		0	8.520e+0	2.012e+3

Figure 4: Concentrations encodées (exemple de rapportage)

D. Le résumé des résultats, avec la comparaison aux RI et aux ExCR

Main results

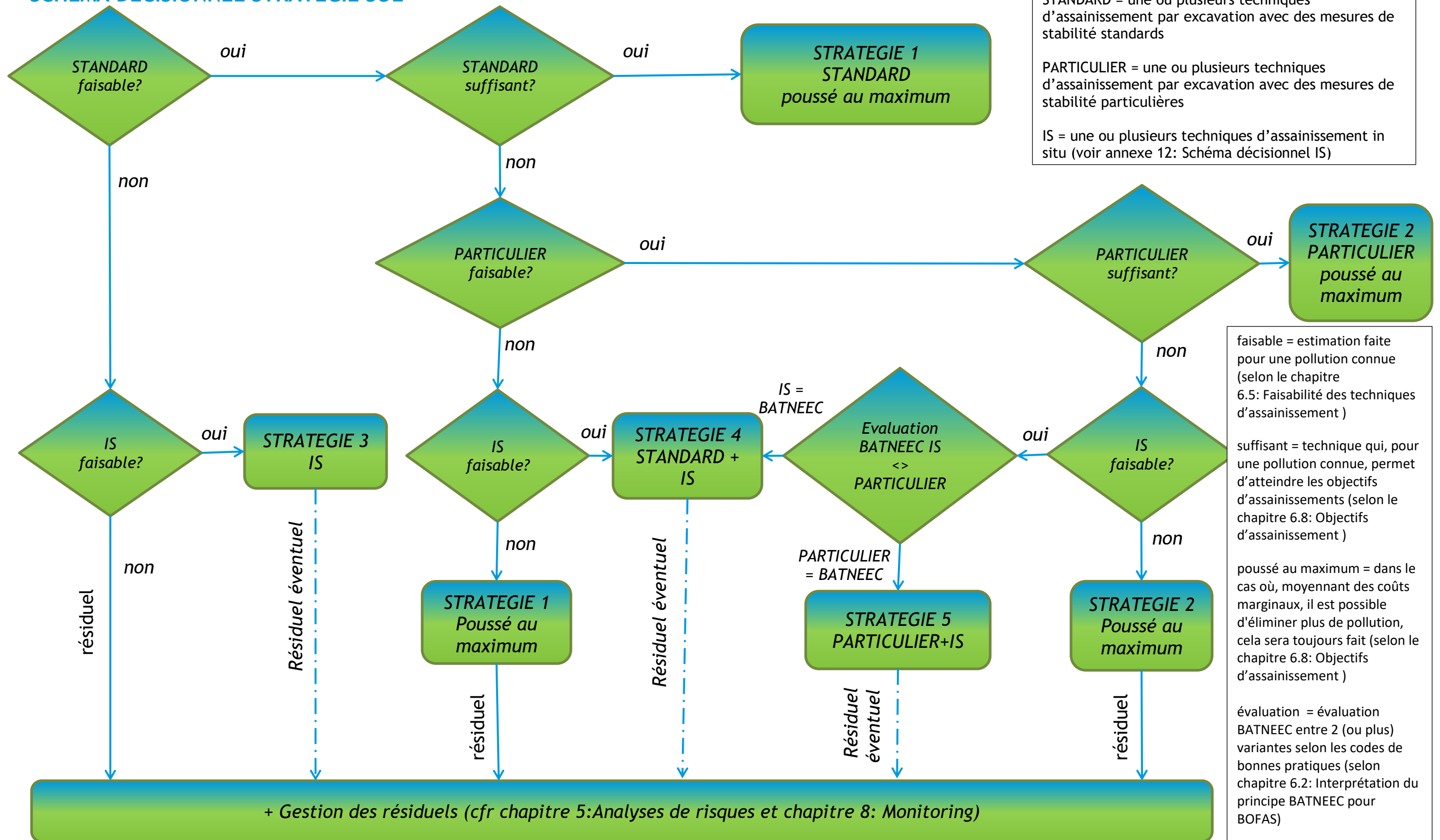
Chemical	Highest RI	Highest ExCR	Highest pRI	Highest CI
	(>1)	(>10 ⁻⁵)	(>1)	(>1)
Benzene	1.635e+0	1.586e-5		7.273e-3 (Outdoor air CI)
Toluene	5.909e-1			(Indoor air CI)
Ethylbenzene	2.714e-1	1.097e-4		(Indoor air CI)
m-Xylene	6.745e-1			(Indoor air CI)
Naphthalene		6.717e-6		(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC 5-6)	6.745e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >10-12)	6.464e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >12-16)	8.905e-2			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >16-21)	3.921e-4			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >21-35)	2.369e-7			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >6-8)	6.613e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >8-10)	6.531e-1			(Indoor air CI)
TPH aromatic (EC >6-7)	1.635e+0	1.586e-5		7.273e-3 (Outdoor air CI)
TPH aromatic (EC >7-8)	5.909e-1			(Indoor air CI)

Figure 5: Comparaison des résultats aux normes (exemple de rapportage)

Les rapports doivent également satisfaire aux exigences propres à chaque région.

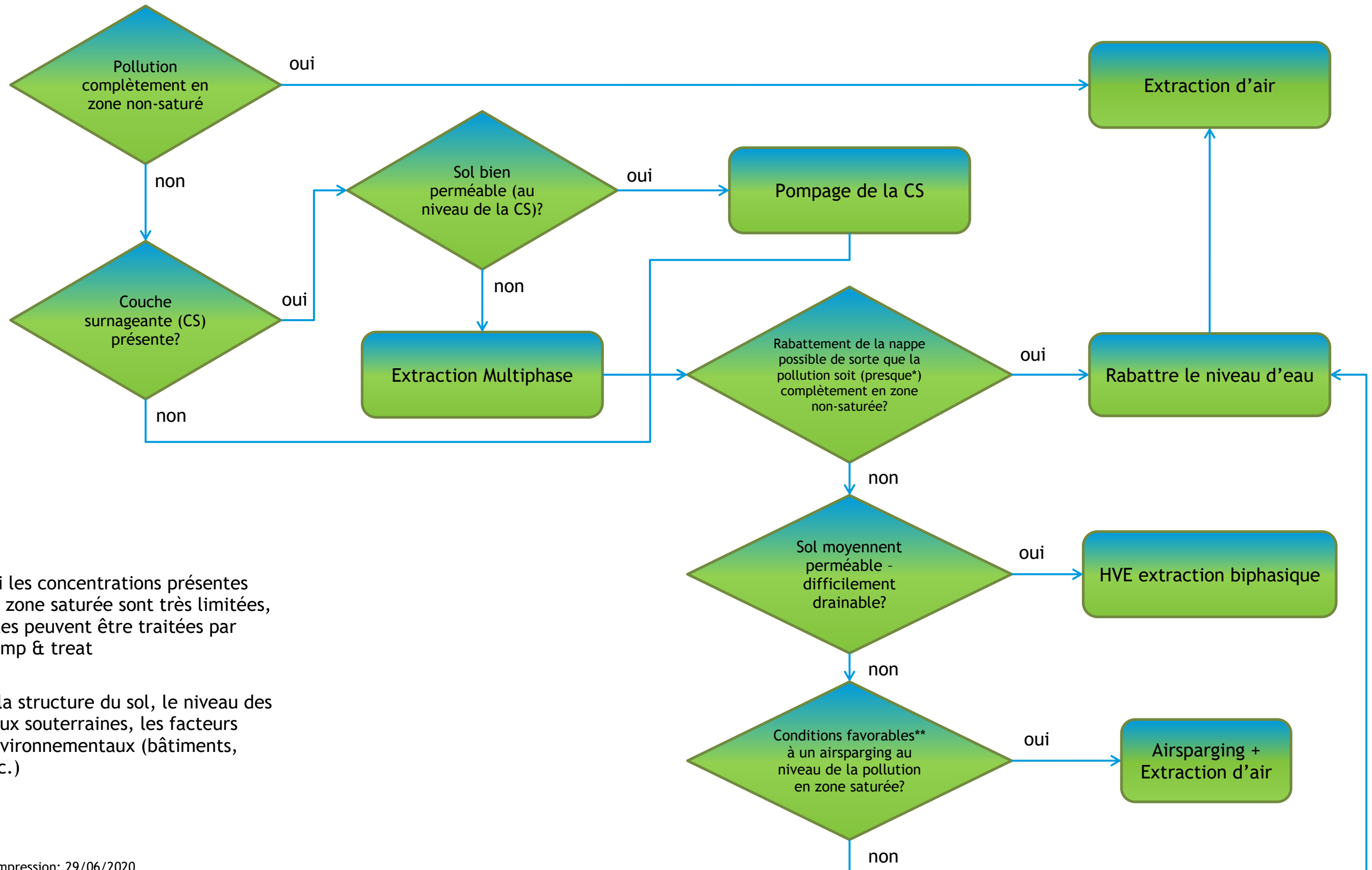
ANNEXE 11: SCHÉMA DÉCISIONNEL STRATÉGIE SOL

SCHÉMA DÉCISIONNEL STRATÉGIE SOL



ANNEXE 12: SCHÉMA DÉCISIONNEL IN SITU

SCHÉMA DÉCISIONNEL IN SITU SOL



* si les concentrations présentes en zone saturée sont très limitées, elles peuvent être traitées par pump & treat

** la structure du sol, le niveau des eaux souterraines, les facteurs environnementaux (bâtiments, etc.)

ANNEXE 13: FAISABILITÉ DE L'ASSAINISSEMENT ACTIF DES EAUX SOUTERRAINES

1 PRINCIPES, HYPOTHESES ET CONDITIONS PREALABLES

L'assainissement actif des eaux souterraines se fait par "P&T". L'eau souterraine est pompée du sol et traitée en surface, avant d'être rejetée à l'égout ou dans des eaux de surface.

La faisabilité d'un assainissement actif des eaux souterraines dépend:

- des caractéristiques hydrogéologiques du site.
- de la présence de pollutions résiduelles dans le sol.

1.1 Caractéristiques hydrogéologiques du site

Afin de pouvoir pomper l'eau souterraine, le sol doit avoir une perméabilité et une transmissivité suffisantes. Si la perméabilité ou la transmissivité ne sont pas suffisantes, il n'est pas possible de pomper un débit d'eau suffisant pour réaliser un assainissement efficace.

1.1.1 Estimation des caractéristiques hydrogéologiques

La perméabilité et la transmissivité peuvent être estimées sur base:

- des données récoltées durant les différentes phases d'études. Les descriptions de la lithologie, selon les forages et les analyses granulométriques effectués, permettent notamment d'estimer la perméabilité du sol;
- des cartes géologiques et hydrogéologiques;
- de la banque de données "10-Sous", ou d'autres informations concernant la présence de captages dans les environs du site contaminé. Dans l'analyse de ces données, il est important de connaître la profondeur à laquelle les captages sont situés. Les aquifères sollicités par ces captages peuvent notamment être séparés des terrains superficiels par des aquitards ou aquicludes;
- de la réalimentation des piézomètres durant les purges et prises d'échantillons d'eau. Les codes de bonnes pratiques régionaux décrivent comment la purge et l'échantillonnage des piézomètres doivent avoir lieu. Sur base de cette systématique, les piézomètres peuvent être classés comme:
 - Piézomètre bien alimenté,
 - Piézomètre mal alimenté,
 - Piézomètre insuffisamment alimenté.

Ces données permettent, dans la plupart des cas, de conclure sur les possibilités de pompage de l'eau souterraine.

1.1.2 Notion de nappe exploitable

En Wallonie, le GRER (partie C: «Evaluation des risques pour les eaux souterraines») fait une distinction entre nappes exploitables et nappes non-exploitable. Cette distinction est basée sur le fait que les terrains présentent (ou non) une perméabilité et une épaisseur suffisantes pour être “pompables”.

Si la nappe est exploitable, il peut être considéré qu’elle peut être assainie par un pompage actif dans le cadre d’un “P&T”.

L’évaluation du caractère d’exploitabilité est donc une indication de la faisabilité d’un assainissement actif par “P&T”.

1.1.3 Essais de pompage et constats durant les travaux d'excavation

L’analyse des données susmentionnées, récoltées durant l’EDS ou durant l’élaboration du PA ne permettent pas, pour tous les cas de figure, de conclure clairement sur le caractère pompable ou exploitable de la nappe.

Soit on se situe en “zone blanche” où il est clair que la perméabilité et la transmissivité sont suffisantes pour permettre un pompage actif de l’eau souterraine. Soit on se situe en “zone noire” où il est clair qu’un pompage n’est pas possible. Soit on se situe en “zone grise” où la possibilité de pompage n’est pas certaine mais n’est pas exclue.

Pour les terrains qui se situent en zone grise, des essais de pompage sont à réaliser.

Un essai de pompage porte sur un puits dans lequel l’eau souterraine est pompée et le rabattement de la nappe créé par ce pompage est mesuré dans des piézomètres avoisinants. Le rabattement induit en fonction du débit pompé, permet de calculer la perméabilité et la transmissivité de l’aquifère sollicité. Ceci permet d’estimer la faisabilité d’un pompage actif et de dimensionner celui-ci.

Si la perméabilité du terrain sollicité est trop faible, la venue d’eau vers le puits peut être trop faible pour un pompage en continu (même à faible débit) et pour créer un rabattement mesurable dans les piézomètres situés à proximité. Ces résultats permettent alors de conclure qu’un pompage actif ne sera pas possible.

Pour les terrains avec une perméabilité si faible qu’un essai de pompage n’est pas faisable, la seule méthode univoque pour déterminer la perméabilité sont des essais de laboratoire sur des échantillons non remaniés (Falling-head test). Dans certains cas, des slugtests sont proposés, par contre, la fiabilité de ces tests est tellement médiocre, que ces tests ne sont pas préconisés. Pour la détermination de la perméabilité il est renvoyé à l’annexe 2 Détermination de la perméabilité.

Il est aussi important de savoir qu'une excavation réalisée jusque sous le niveau d'eau avec un pompage en fond de fouille est comparable à un essai de pompage de très large ampleur. Une excavation sur plusieurs m², voire quelques dizaines de m², réalisée jusque quelques mètres en dessous du niveau de la nappe est comparable aux puits qui seraient utilisés pour un essai de pompage, et est même comparable à un puits d'essai surdimensionné. Si dans une fouille pareille les venues d'eau sont faibles, il peut, avec certitude, être conclu que la perméabilité du terrain est insuffisante pour enclencher un assainissement actif de l'eau souterraine.

Pour les terrains qui se situent en zone grise, des essais de pompage sont donc à réaliser. Un essai de pompage est une opération conséquente qui comprend le forage de puit(s), la mobilisation d'une unité de traitement des eaux avant rejet, d'une opération de quelques jours afin de collecter les données nécessaires. Ces tests sont quasi comparables à de (petits) chantiers d'assainissement et engendrent des nuisances de mobilisation et démobilisation de matériel, et des nuisances d'accès. Les sites d'anciennes stations-services sont souvent des petits sites qui actuellement sont souvent utilisés comme commerce ou habitat.

Pour les dossiers entrant dans le champ d'application de la directive BOFAS (>80% des dossiers de fermeture), afin de pouvoir avancer d'une façon efficace dans les dossiers et de minimiser les nuisances pour les propriétaires et le voisinage des terrains concernés, les essais de pompage sont de préférence combinés aux travaux d'excavation. Cela ne signifie pas que des essais de pompage au stade du PA ne peuvent pas être pertinents pour d'autres dossiers et l'EAAS en tient compte p.ex. s'il y a un choix entre une variante GC et une variante IS.

Cette démarche est également utilisée pour les essais de venting.

Cette démarche générale consiste en la réalisation d'essais pilotes durant la phase d'excavation (phase de génie civil). Si les essais de pompage concluent qu'un assainissement actif de l'eau est possible, un complément au PA est introduit. Si les essais concluent qu'un assainissement actif n'est pas possible, ceci est repris dans EF.

Concrètement, la démarche suivie pour les dossiers en « zone grise » est la suivante : l'essai de pompage est réalisé durant la phase de génie civil. Pour ceci, au début du chantier, une tranchée est creusée jusqu'à quelques mètres en-dessous du niveau de la nappe. Si des venues d'eau sont observées dans cette tranchée, un système de cannes est installé pour réaliser le rabattement. Durant ce rabattement, les données de débit pompé et des mesures piézométriques sont récoltées. Ces données sont utilisées pour dimensionner l'assainissement actif des eaux souterraines qui suivra la phase de génie civil. Les résultats de ce rabattement et le dimensionnement de pompage actif sera repris dans un complément au PA.

Si par contre, la tranchée préalable aux travaux d'excavation ne montre pas de venue d'eau et si durant toute l'excavation consécutive il est observé que les venues d'eau sont

négligeables, il sera conclu qu'un assainissement actif de l'eau souterraine n'est pas possible. Ceci sera repris dans l'état des lieux après travaux.

1.1.4 Conclusion

L'évaluation de la faisabilité d'un assainissement actif de la nappe concernée est faite par l'EAAS et doit être faite au stade:

- de l'EDS,
- du PA,
- et en dernier recours, au stade de l'EF après travaux d'assainissement, sur base des constats faits durant les travaux.

Cette évaluation doit se faire le plus tôt possible dans la procédure EDS ou du PA. Par contre, cette évaluation peut être revue sur base d'observations ou informations supplémentaires récoltées durant les phases ultérieures. Finalement, les observations durant les phases de TA sont les plus concluantes.

Il est fort important que l'évaluation correcte de la faisabilité se fasse le plus tôt possible dans la procédure. Il est à éviter qu'un PA soit approuvé dans lequel un assainissement actif est prévu et qui par après, ne semble pas faisable. Les autorités rendent leur décision sur base du PA contenant des obligations à rencontrer concernant la qualité environnementale. Si cette décision n'est pas respectée, une situation administrativement litigieuse se présente.

1.2 Présence de pollutions résiduelles dans le sol

L'assainissement de l'eau souterraine ne peut avoir lieu qu'après la dépollution des sols. Les terres contaminées sont, notamment suite à la lixiviation, la cause de la pollution des eaux souterraines. Aussi longtemps que des terres contaminées sont présentes, la lixiviation aura lieu et l'assainissement de l'eau ne sera pas finalisable.

Si, en présence de pollutions résiduelles du sol, un pompage de l'eau est activé, la qualité de l'eau pompée va s'améliorer aussi longtemps que ce pompage est actif. Par contre, après arrêt du pompage, l'eau souterraine va se "recharger" en polluants et les concentrations dans l'eau vont à nouveau augmenter. Cette augmentation des concentrations est due à l'équilibre de solubilité entre la pollution adsorbée aux particules de sol et l'eau souterraine.

Des pollutions résiduelles dans le sol peuvent être présentes dans les cas où un assainissement total du sol par excavation n'est pas possible, à cause:

- de la présence de bâtiments ou de voiries au-dessus de la zone polluée,
- de risques de tassements inacceptables induits par le rabattement de la nappe,

- d'une profondeur de pollution trop importante pour permettre une excavation,

ainsi que dans les cas où un traitement in-situ n'est pas possible à cause du type de sol (p.ex.: perméabilité insuffisante) et du polluant présent (p.ex.: pas assez volatil).

Il est important qu'au stade du PA, la présence de pollution résiduelle dans le sol soit bien estimée. Il est surtout à prendre en compte les conséquences de cette pollution résiduelle du sol sur la qualité de l'eau souterraine.

Il est régulier que des pollutions résiduelles soient laissées en place pour des raisons BATNEEC et que par la suite, le monitoring de l'eau souterraine conduise l'EAAS à proposer l'arrêt du monitoring ou à la non mise en œuvre d'un assainissement actif de l'eau souterraine suite au constat de stabilisation des concentrations observées. Pousser davantage l'assainissement du sol peut améliorer à terme la qualité de l'eau souterraine. Une réflexion en ce sens devrait être opérée par l'EAAS lorsque la présence d'une contamination résiduelle susceptible d'avoir des effets sur la qualité de l'eau souterraine est rencontrée. Le résultat de cette réflexion devrait être rapporté dans le PA.

S'il est attendu que les pollutions résiduelles du sol puissent rendre l'assainissement actif de l'eau souterraine impossible, l'assainissement du sol même doit être réenvisagé.

ANNEXE 14: SCHÉMA MONITORING POUR VÉRIFIER LE RISQUE DE DISPERSION

SCHÉMA MONITORING POUR VÉRIFIER LE RISQUE DE DISPERSION

