

Aérobisation des décharges de déchets urbains



carbotech Umweltprognosen und Bewertung

Expertise

Mandant

OFEV
Office fédéral de l'environnement
Worbentalstrasse 68
3063 Ittigen

Pour le sujet de l'aérobisation

IFAS Bureau d'études pour
Gestion des déchets
Prof. R. Stegmann et associés
Schellerdamm 19 - 21
D-21079 Hambourg

Pour le sujet de l'analyse du cycle de vie (ACV)

Carbotech AG
Gasometerstrasse 9
8005 Zurich

Date

12.10.2022

Chargé(e) de dossiers

Rafael Schuler - SC+P AG
Enrico Cassina - SC+P AG
Kai-Uwe Heyer - IFAS
Marco Ritzkowski - HiCCE
Thomas Kägi - Carbotech

Numéro de projet

BE 692A

Olten

Wollerau

Zürich

Bern Fliederweg 10
CH-3007 Bern
031 382 35 35
scpbern@scpag.ch
www.scpag.ch


Décharge de responsabilité :

Cette étude a été rédigée à la demande de l'OFEV. Le mandataire est seul responsable de son contenu.

Mentions légales :

Nom du fichier / version	Auteur	Co-expert	Envoi à	Date
BE692A_ExpertiseAerobisation_v4.4	Rs, Ca - 25.10.21	Mr, Hku - 26.10.21	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	27.10.2021
BE692A_ExpertiseAerobisation_v5.6	Rs, Ca - 15.02.22	Mr, Hku - 22/02/22	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	03.03.2022
BE692A_ExpertiseAerobisation_v5.9	Rs - 28.03.22	Tk - 28.03.22	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	28.03.2022
BE692A_ExpertiseAerobisation_v7.5	Rs - 08.06.22	Ca - 13.06.22 Mr, Hku - 20.06.22	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	27.06.2022
BE692A_ExpertiseAerobisation_v9.2	Ca - 09.10.22	Rs, 1, 2, 3	1, 2, 3, 4, 5, " 6, 7	12.10.2022

Nom	Société	Récepteur
Monsieur Marco Ritzkowski (Mr)	HiiCCE, Hambourg	1
Monsieur Kai Uwe Heyer (Hku)	IFAS, Hambourg	2
Monsieur Thomas Kägi (Tk)	Carbotech	3
Monsieur Reto Tietz	OFEV, suppléant de la section Sites contaminés	4
Madame Christiane Wermeille	OFEV, cheffe de la section Sites contaminés	5
Monsieur Andre Laube	OFEV, Décharges, Planification des déchets,	6
Monsieur Peter Gerber	OFEV, Consommation et produits	7
Représentant des cantons	Ct. ZH, BE, FR, TG	8

Contenu

1.	Situation de départ	12
2.	Objectif de l'expertise / Mandat	13
3.	Aérobisation pour l'assainissement des décharges - Possibilités et limites	14
3.1.	Objectif des mesures d'aérobisation	14
3.2.	Comportement des émissions des décharges de déchets municipaux	14
3.3.	Déroulement de la planification des mesures d'aérobisation	16
3.4.	Effet des mesures d'humidification sur le processus d'aérobisation	23
3.5.	Techniques d'aérobisation appliquées	25
3.6.	Critères de justification des objectifs d'assainissement	30
3.7.	Réduction des émissions dans les lixiviats	35
4.	Variantes d'assainissement pour quatre scénarios de décharges de déchets municipaux	42
4.1.	Définition des variantes d'assainissement à étudier	42
4.2.	Définition des critères d'évaluation	42
4.3.	Hypothèses de modélisation pour la décharge	43
4.4.	Compilation des variantes d'assainissement et des scénarios	47
5.	Effets à long terme des mesures	48
5.1.	Réduction des émissions de CO ₂ -eq dues à l'équilibre des gaz	48
6.	Estimations des coûts des variantes d'assainissement et des scénarios	55
6.1.	Résultats de l'estimation des coûts	55
6.2.	Indications et interprétation	56
6.3.	Considérations de sensibilité pour l'estimation des coûts	57
7.	Impact sur l'environnement	58
7.1.	Procédure	58
7.2.	Objectif et conditions générales	59
7.3.	Conditions-cadres spécifiques au projet	61
7.4.	Résultats de l'impact environnemental	62
7.5.	Conclusion du point de vue de l'environnement	68
7.6.	Limites de l'analyse du cycle de vie	68
7.7.	Calcul de la réduction des émissions suite aux variantes d'assainissement 3 et 4	69
8.	Conclusions	72
8.1.	Comparaison des résultats	72
8.2.	Discussion des résultats	73
8.3.	Proposition de procédure pour la planification des mesures d'aérobisation	76



Annexe

- A1** Aperçu des variantes et des scénarios
- A2** Prévion des gaz selon le GIEC et les émissions de CO₂
- A3** Explication des calculs de coûts et des calculs de coûts des variantes d'assainissement
- A4** Principes de base du bilan CO₂



Résumé

La Suisse compte près de 15 000 anciens sites de décharge, dont un peu moins de la moitié sont des décharges de déchets urbains. La mise en décharge des déchets urbains et organiques non traités a certes été interdite en Suisse depuis 2000, mais il faut s'attendre à ce que les anciennes décharges continuent à émettre des substances dangereuses pour l'environnement pendant une période significative.

En tant que mesure d'assainissement, notamment pour les grandes décharges créées dans les années 70 et 80, la décontamination totale du site n'est généralement pas une priorité pour des raisons de coûts disproportionnés. Depuis quelques années, en Suisse et à l'étranger, de plus en plus de mesures d'aérobisation et d'irrigation in situ ont permis d'intensifier la dégradation du corps des décharges de déchets urbains dans des conditions contrôlées, afin de réaliser une transition accélérée vers une situation à faibles émissions et respectueuse de l'environnement.

Les objectifs généraux suivants ont été formulés pour la présente expertise, rédigée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) :

1. Présentation des possibilités et des limites de l'aérobisation pour l'assainissement d'anciennes décharges d'ordures ménagères : techniques disponibles, principes de fonctionnement, durée d'assainissement, consommation d'énergie.
2. Création de bases de décision permettant de déterminer les procédures appropriées lors de futures études de variantes pour d'anciennes décharges de déchets urbains, en tenant compte des conditions du site et des effets sur l'environnement.
3. Présentation des coûts et de la rentabilité.

Possibilités et limites des mesures d'aérobisation

En préambule, le but et l'effet des mesures d'aérobisation dans les décharges et les anciens dépôts seront décrits (chapitre 3.1), ainsi que les processus de transformation et les émissions de lixiviats et de gaz de décharge qui se déroulent en conditions anaérobies dans le corps de la décharge (chapitre 3.2).

Déroulement de la planification

La planification des mesures d'aérobisation (chapitre 3.3) nécessite une connaissance détaillée des aspects techniques de la décharge et de son état d'exploitation, ainsi que du comportement actuel des émissions. Dans la plupart des cas, des études complémentaires sont nécessaires à cet effet. Le processus de planification comprend les étapes de traitement suivantes (chapitre 3.3.1 à 3.3.5) :

1. État des lieux.
2. Détermination du potentiel d'émission encore existant au moyen d'études complémentaires (forages de reconnaissance avec analyse des déchets solides, essais d'aspiration et d'aération).
3. Planification de mesures appropriées pour une réduction accélérée et contrôlée du potentiel d'émissions résiduelles (stabilisation aérobie in situ, éventuellement mesures d'humidification complémentaires), indications sur la technique et la gestion de l'exploitation.
4. Programme de surveillance visant à optimiser et à prouver la bonne mise en œuvre de la ou des mesures.

Anciennes décharges de déchets urbains



Mesures d'aérobisation pour accélérer l'assainissement



Objectifs de l'expertise

Possibilités et limites de l'aérobisation

Déroulement de la planification

Limites de pertinence pour une application intéressante des mesures techniques

La part de carbone biodégradable (C_{bio}) est le paramètre déterminant pour calculer le potentiel total de carbone pouvant encore être émis par le corps de la décharge, principalement sous forme gazeuse. Le carbone biodisponible (C_{bio}) multiplié par la masse sèche de déchets municipaux mis en décharge donne le potentiel total.

L'utilisation et l'effet probable de mesures techniques et opérationnelles visant à accélérer la dégradation du carbone biodisponible (C_{bio}) dans la décharge dépendent fortement de la teneur actuelle en C_{bio} dans la décharge. Sur la base de nombreuses études portant sur les anciennes décharges et les mesures d'aération des décharges, les valeurs suivantes peuvent être utilisées comme limites pour lesquelles l'application des mesures techniques est pertinente (voir chapitre 3.3.3) :

- pour des teneurs en carbone biodisponible > 12 kg C_{bio} /t MS, captage actif des gaz (aspiration des gaz via un puits à gaz) et valorisation des gaz,
- pour des teneurs en carbone biodisponible de 6 à 12 kg C_{bio} /t MS, utiliser encore provisoirement un système d'aspiration et de traitement des gaz de décharge traditionnels ou, dans de nombreux cas, commencer directement par l'aération de la décharge,
- évaluer, pour des teneurs en carbone biodisponible de 2,5 à 6 kg C_{bio} /t MS, si une aération de la décharge est encore appropriée ou si des procédés passifs de traitement des gaz peuvent déjà être envisagés.
- lorsque la teneur en carbone biodisponible est $< 2,5$ kg C_{bio} /t MS, il convient d'examiner si l'aération de la décharge est encore possible et raisonnable d'un point de vue technique et économique.

Concepts d'aérobisation

L'état de la technique des concepts d'aérobisation est décrit dans le tableau ci-dessous. Tableau 1-1 sont expliqués.

Tableau 1-1 - Récapitulatif des différents concepts d'aération des décharges, principaux domaines d'application et méthodes d'épuration de l'air correspondantes.

Concept	Mise en œuvre	Principal domaine d'application	Technique d'épuration de l'air
Aération à haute pression	Procédure d'impulsion	Préparation au démantèlement de la décharge	Filtre biologique
Aération à basse pression	Aération active et détection de l'air évacué	Accélérer la stabilisation biologique et éviter les émissions de GES	RTO, torche de gaz faible, biofiltre après stabilisation avancée
	Aération active sans captage de l'air évacué	Stabilisation biologique accélérée	Couverture de surface comme biofiltre de surface
Sur-aspiration	Taux d'aspiration plus élevés (aération passive)	Augmentation de la charge en méthane, aérobisation progressive	Biofiltre ou, en règle générale, torchère pour gaz pauvre / RTO

Limites de pertinence des mesures techniques



Concepts d'aérobisation

Dans le tableau 3-3 (chapitre 3.5.3, page 28) résume en outre les avantages et les inconvénients des différents procédés d'aérobisation.

Preuves de réussite

La preuve d'une aérobisation réussie peut se référer d'une part à l'évaluation de la diminution des émissions de gaz. Toutefois, un critère plus explicite et plus clair est un bilan carbone (chapitre 3.3.6).

Il n'existe malheureusement pas à ce jour de critères quantitatifs universels de réussite des mesures d'aérobisation concernant la qualité des lixiviats (cf. explications au chapitre 3.7).

Importance de la teneur en eau de la décharge

Alors que la teneur en eau minimale requise dépend des besoins en eau des microorganismes, la teneur en eau maximale à tolérer dans les processus aérobies est surtout déterminée par la concurrence entre l'oxygène et l'eau dans les pores. Lorsque la teneur en eau des déchets pollués par des substances organiques est inférieure à environ 20 % de la masse humide (MH), il n'y a plus d'activité microbienne. Alors que l'activité microbienne en conditions anaérobies dans le corps de la décharge n'est pas influencée négativement par des teneurs en eau très élevées, les activités métaboliques aérobies sont de plus en plus limitées lorsque la teneur en eau de la matière humide dépasse 40 % et s'arrêtent complètement à des valeurs supérieures à 70 %. L'importance de la teneur en eau pour les processus de transformation biochimique dans les décharges est abordée en détail au chapitre 3.4.

Objectifs d'assainissement et critères de preuve

Le monitoring de l'aérobisation permet de déduire le bilan gazeux, le dégagement de carbone et les émissions actuelles de gaz résiduels.

Étant donné que ni l'ordonnance sur les sites contaminés (OSites [12]), ni l'OLED [11] ne fixent de prescriptions quantitatives concernant les émissions de gaz résiduel tolérables, il est proposé, comme objectif d'assainissement du gaz et donc comme critère d'arrêt de l'aération des décharges, que la production de gaz de décharge d'une décharge respecte une valeur de $\leq 10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{h}$ pour l'ensemble du site ou $\leq 2 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / (\text{h} * \text{ha})$. Les exigences légales en vigueur et la justification du critère de vérification proposé sont présentées au chapitre 3.6.

Des composants organiques largement dégradés dans les déchets conduisent progressivement à une diminution de la pollution des lixiviats de décharge en cas d'aération très intensive. Avant d'atteindre cet état, il faut toutefois s'attendre à des concentrations parfois plus élevées dans les lixiviats en raison de l'intensification de la transformation ou de la mobilisation des substances dans le milieu aqueux (voir chapitre 3.7).

Dans ce contexte, les essais de simulation de décharge peuvent fournir des indications importantes sur la qualité des lixiviats de décharge pouvant être atteinte à long terme. Les résultats ne sont toutefois que partiellement significatifs en raison des taux d'aération généralement 10 à 25 fois plus élevés en laboratoire que dans les conditions in situ. La comparaison avec les données de surveillance de décharges réelles aérées indique que les délais nécessaires pour atteindre une qualité de lixiviat suffisante peuvent probablement être de plusieurs années aux taux d'aération possibles dans les décharges.

Preuves de réussite sur le bilan gazeux

Preuves de réussite sur les lixiviats

Importance de la teneur en eau

Objectifs d'assainissement et critères de vérification du bilan gazeux

Effet de l'aérobisation sur le lixiviat

Essais en laboratoire



Définition des scénarios et des variantes d'assainissement

Comme mentionné au début, la présente expertise a pour but d'évaluer et de comparer l'efficacité, selon l'OSites [12], de différentes variantes d'assainissement des anciennes décharges. En partant d'une décharge classique de déchets urbains des années 80, avec un volume de 500'000 m³ et différents scénarios de dégradation du carbone organique, différentes variantes d'assainissement ont été étudiées (chapitre 4).

- Les scénarios définis sont 3 décharges modèles avec différentes teneurs en carbone biodisponible.
- Quatre variantes d'assainissement différentes sont étudiées pour chaque scénario :
 1. Maintien du statu quo,
 2. Décontamination totale,
 3. Aérobisation,
 4. Captage conventionnel des gaz et torchage.

Critères d'évaluation

Au sens de l'OSites, art. 18, les variantes d'assainissement proposées sont évaluées selon les critères suivants (voir chapitre 4.2) :

- *L'effet des mesures sur l'environnement* (voir chapitre 7)
- *L'efficacité à long terme des mesures* (voir chapitre 5)
 - *Les dangers que représente le site pollué pour l'environnement avant et après l'assainissement* (bilan gazeux : chapitre 5.1)
 - *Évaluation de la contrôlabilité des mesures, de la possibilité de contrôler les mesures et de combler les lacunes, ainsi que des conséquences financières sur la gestion ultérieure de la décharge (entretien et surveillance après la fin des mesures* (surveillance technique : chapitre 3.3.5, coûts : chapitre 6)

Le point de départ pour l'examen des mesures d'aérobisation devrait être, dans la plupart des cas, le fait qu'il s'agit d'une ancienne décharge de déchets urbains et que les résultats de l'étude de la pollution du site concernant le lixiviat ou le bilan gazeux signalent un besoin d'assainissement.

Effet à long terme des mesures d'assainissement

Sur la base de la quantité annuelle de gaz de décharge produite par le modèle du GIEC (t CH₄ + t CO₂)/a (voir annexe A2), les émissions annuelles totales de CO₂ -eq/a ont été calculées pour les décharges et les variantes modélisées (chapitre 5).

Pour les mesures techniques utilisées dans le cadre des variantes d'assainissement, leurs rendements ont été pris en compte (voir le chapitre 5.1) :

- Taux de couverture du gaz de décharge
- Efficacité de la torchère
- Oxydation du méthane
- Potentiel de réchauffement global des émissions de CH₄ = 28

Des représentations graphiques correspondantes illustrent, pour toutes les variantes d'assainissement et pour tous les scénarios, l'effet des mesures sur la diminution du carbone organique dégradable (C_{bio}) et l'effet sur la diminution des émissions de CO₂ -eq (voir chapitre 5.1.1. à 5.1.3). Les résultats ont été évalués en selon le moment où l'objectif d'assainissement fixé a été atteint, et comparés avec les valeurs d'émission des variantes d'assainissement pour chaque scénario.

Définition des scénarios et des variantes d'assainissement

Aperçu des études de variantes

Évaluation des variantes d'assainissement selon l'art. 18 OSites

Effet à long terme des mesures d'assainissement

Rendements techniques

Représentation graphique et comparaison des résultats



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Estimations des coûts

Les coûts de planification, de construction et d'exploitation ainsi que les coûts de suivi ont été estimés pour toutes les variantes d'assainissement et tous les scénarios étudiés (voir chapitre 6 et annexe A3). La variante la plus chère est la décontamination totale, avec un coût d'environ 108,6 millions de francs. Les variantes d'assainissement 3 (aérobisation) et 4 (captage conventionnel des gaz), estimées respectivement à environ 7,0 et 9,0 millions de francs, coûtent environ deux fois plus cher que le maintien du statu quo pour l'entretien conventionnel des décharges (variante 1). L'aérobisation est un peu moins coûteuse que le captage conventionnel des gaz, car ce dernier implique également des coûts de renouvellement importants en raison de sa longue durée d'exploitation.

La comparaison avec les coûts actuels des certificats CO₂ montre que les coûts par tonne de CO_{2-eq} pour l'aérobisation des décharges avec un C_{bio} > 6 kg/t MS se situent parfaitement dans la fourchette des prix habituels pour les certificats de CO₂. Pour le dégazage actif sans aérobisation, la part de C_{bio} dans la décharge doit être d'au moins environ 10 kg/t MS pour tenir actuellement dans une fourchette de prix comparable à celle des certificats de CO₂ (voir le chapitre sur l'efficacité des coûts 8.2.3).

Impact sur l'environnement

Dans le cadre de ce projet, les impacts environnementaux des différentes variantes et scénarios d'assainissement ont été modélisés à l'aide de la méthode de l'analyse du cycle de vie (Life Cycle Assessment, LCA) (voir chapitre 7 et explications sur la procédure au chapitre 7.1).

La procédure s'est essentiellement orientée sur la norme ISO 14'040/44¹ et comprend les étapes suivantes : (voir aussi la Figure 7-2).

1. Définition de l'objectif et du cadre d'analyse (conditions-cadres)
2. Saisie des flux de matières et d'énergie pertinents ainsi que des besoins en ressources (bilan matériel ou inventaire)
3. Déterminer les effets sur l'environnement (évaluation de l'impact)
4. Interprétation des impacts environnementaux sur la base des objectifs (évaluation)

La méthode de la saturation écologique MSE (UCE 2021) a été utilisée pour évaluer la multitude d'impacts environnementaux résultant des mesures d'assainissement. La Figure 1-1 ci-dessous présente les atteintes environnementales selon la MSE, qui produites pour les 3 scénarios et les 4 variantes d'assainissement.

*Estimations
approximatives
des coûts*



carbotech Umweltprojekte und Beratung

*Comparaison
avec le coût
des certificats
CO₂*

*Analyse du
cycle de vie
pour les va-
riantes étu-
diées*

*Méthode de la
saturation éco-
logique MSE*

¹ ISO 14040. (2006). Environmental management-Life cycle assessment-Requirements and guidelines. Genève, Suisse. ISO 14044. (2006). Gestion de l'environnement - Évaluation du cycle de vie - Principes et cadre. Genève.

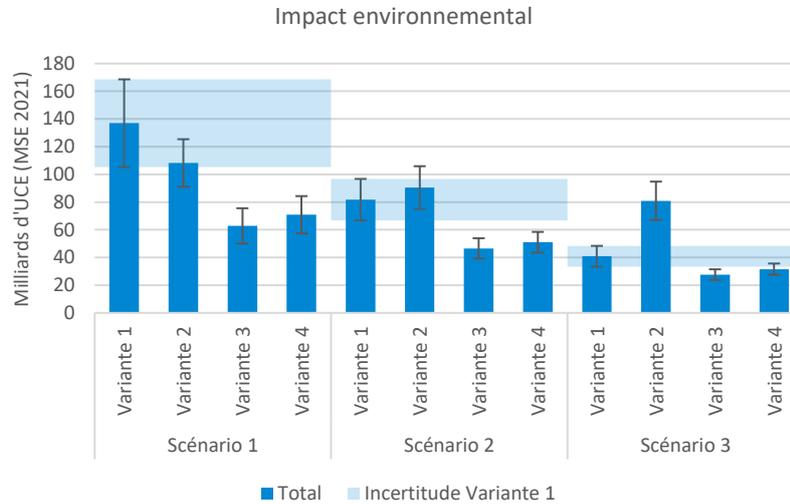


Figure 1-1 - Impact environnemental des scénarios et variantes étudiés selon la méthode de saturation écologique (MSE) 2021

En plus de l'écobilan, un bilan climatique a été établi selon le GIEC (2021) concernant les émissions ayant un impact sur le climat. Celles-ci sont converties en équivalents CO₂ en fonction de leur potentiel de gaz à effet de serre. Cette méthode est la norme pour les bilans climatiques (voir chapitre 7.4.3 et la Figure 1-2 ci-dessous)

Bilan climatique selon le GIEC 2021

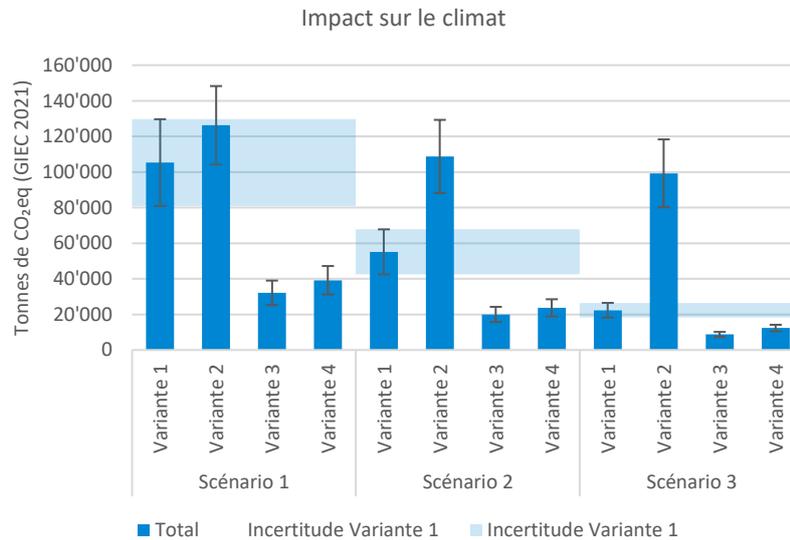


Figure 1-2 - Impact climatique des scénarios et variantes étudiés selon la méthode GIEC 2021

La conclusion du point de vue environnemental (chapitre 7.5) montre clairement que, par rapport au statu quo, l'aérobisation de la décharge permet dans tous les cas de réduire les atteintes environnementales. Un dégage actif permet également d'améliorer la situation. La réduction des atteintes environnementales est d'autant plus importante que la décharge est récente ou que la part de C_{bio} encore présente dans la décharge est élevée.



Dans le meilleur des cas du point de vue climatique (aérobisation d'une décharge vieille de 20 ans, scénario 1, variante 3), 73 200 tonnes de CO₂ eq peuvent être économisées par rapport au statu quo (variante 1). C'est une quantité considérable, qui correspond à un trajet en voiture de plus de 224 millions de kilomètres. Cela correspondrait au tour de la Terre par plus de 5'600 voitures à essence.

Calcul de la réduction des émissions (chapitre 7.7)

Pour les variantes d'assainissement 3 (aérobisation) et 4 (captage conventionnel des gaz), les réductions d'émissions ont été calculées comme base pour la demande de contributions de la KLIK (Fondation pour la protection du climat et la compensation des émissions de CO₂). Naturellement, le potentiel de réduction le plus élevé s'observe dans les décharges contenant une part importante de C_{bio}. Une aérobisation (variante 3) pourrait, dans le meilleur des cas (scénario 1), conduire à des contributions KLIK de l'ordre de CHF 3,2 millions. Pour un captage conventionnel des gaz et torchage (variante 4), il faudrait tout de même aussi compter jusqu'à environ CHF 2.9 millions.

L'aérobisation permet des économies de CO₂-eq- considérables

Contributions KLIK à prévoir



1. Situation de départ

La Suisse compte près de 15 000 anciens sites de décharge, dont un peu moins de la moitié sont des décharges de déchets urbains. En fonction de la composition des déchets, ces sites présentent des quantités variables de déchets organiques ou de composants organiques des déchets. Bien que la mise en décharge de déchets urbains non traités et de déchets organiques ait été interdite en Suisse à partir de 2000, il faut s'attendre à ce que les anciennes décharges continuent à émettre des substances dangereuses pour l'environnement pendant des périodes parfois importantes.

Les produits de dégradation de ces déchets (principalement des composés azotés comme l'ammonium et le nitrate ainsi que des composés organiques dans les lixiviats - déterminés analytiquement par les paramètres totaux DCO et COD - ainsi que les émissions de méthane et de dioxyde de carbone dans les gaz de décharge ayant un impact sur le climat) sont donc souvent à l'origine de mesures d'assainissement concernant les biens à protéger que sont les eaux souterraines, les eaux de surface, le sol et l'air.

Outre les critères de l'Ordonnance sur les sites contaminés (OSites) concernant le besoin d'assainissement des décharges anciennes, il existe souvent des incertitudes sur le moment auquel les émissions seront compatibles avec l'environnement, en se basant sur les résultats des évaluations des risques réalisées (Ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets OLED). L'OLED exige à cet égard que la décharge ou certains de ses compartiments ne présentent pas de risque pour l'environnement et qu'aucun risque pour l'environnement ne soit attendu dans les 50 ans suivant la fermeture de la décharge.

La décontamination totale du site n'est généralement pas une mesure d'assainissement prioritaire, en particulier pour les grandes décharges créées dans les années 70 et 80, en raison de coûts disproportionnés. Depuis quelques années, en Suisse et à l'étranger, de plus en plus de mesures d'aérobisation et d'irrigation in situ ont été prises pour intensifier la dégradation du corps des décharges de déchets urbains dans des conditions contrôlées, afin d'accélérer le passage à un état pauvre en émissions et compatible avec l'environnement.

La présente expertise a pour but d'examiner jusqu'à quel point de telles mesures permettent d'atteindre les objectifs visés. De même, il s'agit d'examiner si, et le cas échéant dans quelles conditions, l'aérobisation des décharges de déchets urbains représente une variante d'assainissement valable par rapport à d'autres variantes d'assainissement (maintien du statu quo, décontamination totale, dégazage actif sans aérobisation).

Sites de stockage en Suisse



Produits de dégradation



Ordonnance sur les sites contaminés / Ordonnance sur les déchets OLED

Mesure d'assainissement

Mesures d'aérobisation

2. Objectifs de l'expertise / Mission

Dans le cadre de cette expertise, les objectifs suivants doivent être atteints :

1. Présenter les possibilités et les limites de l'aérobisation pour l'assainissement d'anciennes décharges d'ordures ménagères : techniques disponibles, principes de fonctionnement, durée de l'assainissement, consommation d'énergie (éventuellement consommation de matériaux auxiliaires), conditions favorables et facteurs limitants, contrôle du processus. Présentation d'exemples dans ce domaine.
2. Création de bases de décision permettant de choisir, au cas par cas, les procédures appropriées lors de futures études de variantes pour d'anciennes décharges de déchets urbains. Ceci en tenant compte de l'état de la technique et des critères de probabilité de succès (différenciés selon les biens à protéger que sont l'eau et l'air) et d'impact environnemental (écobilan et bilan des gaz à effet de serre).
3. En outre, l'expertise doit également tenir compte des considérations de rentabilité. En effet, selon l'OSites, il est possible de s'écarter du but de l'assainissement si la variante d'assainissement entraîne des coûts disproportionnés.

Objectifs



3. Aérobisation pour l'assainissement des décharges - Possibilités et limites

3.1. But des mesures d'aérobisation

Les décharges et les anciens dépôts sont formellement inclus soit dans le suivi post-exploitation selon l'OTD [11], resp. OLED [10] soit selon l'OSites [12] nécessitent une surveillance ou un assainissement. Cette dernière catégorie comprend surtout les décharges et les anciens dépôts qui ont été autorisés et exploités avant l'entrée en vigueur de l'OTD (10.12.1990). [11]

En principe, tous les sites de stockage contenant des substances dangereuses pour l'environnement sont des sites pollués nécessitant une surveillance au sens de l'OSites. [12]. Si, après plusieurs années de surveillance, il est établi qu'en raison de l'évolution de la concentration de polluants et des caractéristiques du site, il est très probable qu'aucun besoin d'assainissement n'est attendu, le site ne nécessite plus de surveillance (art. 9, al. 1^{bis}, OSites [12]).

L'aérobisation peut être envisagée aussi bien comme mesure de réduction de la durée de suivi que comme mesure d'assainissement d'un site. Les mesures in situ, telles que l'aérobisation des décharges et des anciens dépôts, visent à accélérer de manière contrôlée les processus biologiques de dégradation et de transformation dans le corps de la décharge. Le potentiel d'émission restant doit ainsi être réduit de manière à ce que la pollution de l'environnement par ces dépôts de déchets soit quasi nulle ou très faible (tolérable), même à long terme. Ces mesures peuvent conduire à une réduction considérable des frais et de la durée du suivi et diminuent le risque d'un besoin d'assainissement.

Dans la plupart des anciennes décharges exploitées jusque dans les années 80, les processus de dégradation biologique anaérobie sont aujourd'hui déjà suffisamment avancés (et par conséquent ralentis) pour que le captage conventionnel des gaz de décharge et la valorisation énergétique ne soient plus envisageables. Dans ce cas, il est possible de commencer directement l'aération de la décharge à l'aide d'un système de captage de gaz existant, à compléter le cas échéant, ou nouveau. Comme nous l'avons expliqué, l'objectif général est d'intensifier les processus de biodégradation de manière à pouvoir interrompre le suivi ou le besoin de surveillance dans un délai raisonnable de 50 à 70 ans (par rapport à la fin de l'exploitation du site de stockage des déchets) au terme de l'aération de la décharge.

Les critères d'interruption du suivi ou du besoin de surveillance doivent être définis quant aux émissions de gaz résiduels et aux valeurs limites dans les lixiviats des décharges (objectifs d'assainissement pour les biens à protéger que sont les eaux souterraines ou les eaux de surface, et gaz de décharge pour le bien à protéger qu'est l'air).

3.2. Comportement des émissions des décharges de déchets urbains

Les anciennes décharges de déchets urbains ont été principalement comblées par des déchets non prétraités avec une teneur élevée en matières organiques. En fonction des conditions variables du milieu, des processus physiques, chimiques et biologiques s'y déroulent, exerçant à leur tour une influence décisive sur les émissions du corps de la décharge. En raison de la

Classification formelle des décharges et des anciens dépôts

Objectif d'efficacité des mesures d'aérobisation

Intensification des processus de dégradation ralentis

Critères de sortie

Anciennes décharges de déchets urbains



technique de mise en place (de la mise en place précoce de couches minces non compactées à la mise en place de couches minces hautement compactées avec des couvertures intermédiaires), les conditions du milieu passent d'une phase aérobie plutôt courte immédiatement après la mise en place des déchets à une phase anaérobie dominante et de longue durée, dans laquelle des processus métaboliques microbiens se déroulent en milieu anaérobie, à l'abri de l'atmosphère atmosphérique.

Les prévisions de la durée et de l'intensité des processus dans le corps de la décharge dépendent de nombreux facteurs d'influence et sont donc relativement difficiles à établir. Les principales conditions limites pour les processus se déroulant dans une décharge sont les suivantes :

- la composition des déchets (en particulier la proportion de matières organiques biodégradables)
- la technique et la hauteur de l'installation (des différentes couches et de l'ensemble du corps de la décharge)
- la teneur en eau (et mouvement de l'eau) dans le corps de la décharge, influencée de manière déterminante par les conditions climatiques et la réalisation d'une couverture de surface

Le carbone biodisponible, en tant que composant des matières organiques dégradables, est évacué à plus de 90% par voie gazeuse. Les composés carbonés peuvent être divisés en fractions facilement, moyennement et difficilement dégradables. Avec l'augmentation de l'âge des décharges, les processus de biodégradation sont dominés par les composés moyennement et difficilement dégradables, ce qui se traduit, dans des conditions de dégradation anaérobie, non seulement par une diminution de l'intensité de la formation de gaz, mais aussi par une augmentation de la demi-vie qui caractérise la vitesse de dégradation. En revanche, une autre part de composés organiques complexes difficilement et non dégradables (quantifiables par le paramètre cumulé DCO, caractérisé essentiellement par les acides fulviques et humiques ainsi que par les substances humiques particulières) libère des substances principalement via le milieu aqueux, comme les composés azotés.

Atteindre l'état « compatible avec l'environnement » pour une décharge selon les critères de l'OSites [12], condition préalable à l'interruption d'un besoin d'assainissement ou de surveillance ou d'un suivi selon l'OLED [10], dépend de plusieurs conditions, l'évolution des émissions de gaz et de lixiviats de la décharge et leurs effets sur les biens à protéger étant des critères déterminants (voir chapitre 3.6. Critères de justification des objectifs d'assainissement).

Les résultats de la surveillance de nombreuses décharges de déchets urbains en phase de post-fermeture, tout comme les études scientifiques (de laboratoire), indiquent que c'est notamment l'ammonium et en partie aussi le COD dans les lixiviats qui détermineront dans la plupart des cas la durée de la phase de suivi post-fermeture (cf. [16]). Les extrapolations des résultats de la surveillance et des investigations donnent une période de plusieurs décennies, voire de plusieurs siècles, au cours de laquelle les concentrations seront significatives et nécessiteront un traitement.

Il n'existe pas de critères d'exigence comparables pour les émissions de gaz de décharge à long terme. On s'attend à une production "notable" de gaz de décharge dans des conditions de milieu anaérobie, nécessitant le captage et le traitement des gaz de décharge, pendant au moins 30 à 50 ans

Prévisions
*Processus
dans le corps
de la décharge*
*Carbone bio-
disponible*
*Atteindre un
état compa-
tible avec l'en-
vironnement*
*Émissions à
long terme de
lixiviats de dé-
charges*
*Émissions de
gaz de dé-
charge à long
terme*


après la fin du remblayage. Dans le cas des grandes décharges de déchets urbains, on constate toutefois de plus en plus que ces périodes ne sont pas suffisantes pour que le carbone biodisponible soit suffisamment dégradé et, en particulier, pour que les émissions de méthane ayant une incidence sur le climat aient suffisamment diminué pour pouvoir être libérées dans l'atmosphère directement ou via des mesures passives de traitement des gaz (par exemple, oxydation biologique du méthane dans la couche de remise en culture). Même dans le cas de petites décharges, il est parfois nécessaire, plus de 50 ans après la fin de l'enfouissement, de prendre des mesures pour capter et traiter les gaz de décharge ou de mettre en œuvre des mesures d'assainissement des gaz comme une stabilisation aérobie in situ. Outre la protection du climat, les aspects de prévention des risques ou l'objectif d'une utilisation ultérieure du site de décharge de meilleure qualité sont souvent mis en avant.



3.3. Déroulement de la planification des mesures d'aérobisation

La planification des mesures d'aérobisation nécessite une connaissance détaillée des aspects techniques de la décharge, de son état d'exploitation et de son comportement actuel en matière d'émissions. Dans la plupart des cas, des études complémentaires sont nécessaires à cet effet. Le processus de planification comprend les étapes de traitement suivantes :

Conditions marginales pour une aérobisation réussie

1. État des lieux
2. Détermination du potentiel d'émission encore existant à l'aide d'études complémentaires (forages de reconnaissance avec analyse des déchets solides, essais d'aspiration et d'aération)
3. Planification de mesures appropriées pour une réduction accélérée et contrôlée du potentiel d'émissions résiduelles (stabilisation aérobie in situ, éventuellement mesures d'humidification complémentaires), indications sur la technique et la gestion de l'entreprise
4. Programme de suivi pour optimiser et démontrer la bonne mise en œuvre de la/des mesure(s)

Les étapes de traitement mentionnées ci-dessus sont abordées ci-dessous.

3.3.1. État des lieux

Compilation de la documentation relative à l'installation et au site, comprenant des informations sur la surface de la décharge, la forme, le volume, les quantités et les périodes de dépôt, ainsi que sur la nature des déchets. Recensement / évaluation initiale de l'état technique et de l'efficacité de la technologie des installations existantes et du système de captage des gaz, le cas échéant.

*selon l'OSites :
Étape Investigation détaillée*

3.3.2. Détermination du potentiel d'émission encore existant à l'aide d'études complémentaires

Pour la plupart des anciennes décharges de déchets urbains, on dispose, même après l'inventaire, de trop peu d'informations fiables sur la nature actuelle des déchets déposés et sur leur potentiel d'émissions résiduelles quant aux émissions de méthane ayant un impact sur le climat et les substances contenues dans les lixiviats. C'est pourquoi, en plus du traitement des informations et des résultats disponibles sur le comportement des décharges, des études sur le corps des déchets sont nécessaires ou recommandées, ce qui

*selon l'OSites :
Étape Investigation détaillée*

nécessite des forages de reconnaissance avec des analyses de déchets solides et des essais d'aspiration/d'aération.

Forages de reconnaissance avec analyse des déchets solides

Les forages de reconnaissance servent à prélever des échantillons de déchets solides dans différentes zones de la décharge et différents horizons du dépôt. Les forages de reconnaissance peuvent en outre être transformés en points de mesure de gaz pour des essais complémentaires d'aspiration et d'aération ainsi que pour la surveillance à long terme du bilan gazeux.

Analyse des déchets solides

En se basant sur le protocole de forage et l'analyse organoleptique des matériaux de forage, il convient d'analyser au moins les paramètres suivants des déchets solides prélevés :

- Teneur en eau lors de l'échantillonnage (% de la masse humide MH)
- Perte au feu (% de la matière sèche MS)
- Teneur en carbone organique (% MS)
- Teneur en azote (% MS)
- Des procédures d'évaluation simple ou multiple peuvent être utilisées selon les besoins pour déterminer les futures émissions résiduelles par la voie des lixiviats.
- La détermination de l'activité biologique des déchets ou du corps de la décharge à l'aide de tests de respiration (mesures de la consommation d'oxygène) ou de tests de formation de gaz est centrale pour la détermination du bilan gazeux de la décharge et l'évaluation du potentiel de gaz résiduel :

La détermination de la respirabilité² dans le respiromètre permet de se prononcer sur la teneur résiduelle et la disponibilité des fractions biodégradables dans les échantillons de déchets solides pour quantifier le potentiel de formation de gaz résiduel (c'est-à-dire le potentiel de formation de méthane dans des conditions de milieu anaérobie) ainsi que l'aération de la décharge (consommation d'oxygène dans des conditions de milieu aérobie) :

AT₄ : Respirabilité en valeur cumulée après 4 jours

GB₂₁ : alternativement, le test de formation de gaz GB₂₁ peut être effectué sur 21 jours

Il existe une relation empirique entre les faibles valeurs de respirabilité (AT₄ < 10 mgO₂ /g TM) et la part de carbone biodégradable (VDI 3799, 2017, cf. [17], [18]) :

$$C_{\text{bio.}} = 3 * AT_4$$

C_{bio.} Carbone biodégradable [kg/t de MS]
AT₄ Respirabilité en 4 jours [mgO₂ /g MS]

² La détermination de la part de carbone biodégradable dans les déchets sur la base de l'AT₄ à partir d'échantillons de déchets fait parfois l'objet de controverses. D'une part, en raison de la représentativité de l'échantillonnage. Une autre incertitude concerne la procédure d'analyse de l'AT₄ et du GB₂₁. Les inhibitions de la biodégradation, qui ne sont surmontées que progressivement au cours de l'expérience, si tant est qu'elles le soient, peuvent conduire à des résultats erronés.

Malgré toutes les incertitudes et les fluctuations, ces résultats permettent de tirer des conclusions très importantes sur le potentiel total de carbone lorsqu'ils sont évalués globalement avec toutes les autres informations sur un site de décharge, y compris les calculs prévisionnels de gaz habituels. Cela a également été démontré lors d'études correspondantes et d'une vaste expertise pour l'Office fédéral allemand de l'environnement (source à ce sujet : Stegmann, R., Heyer, K.-U., Rettenberger, G., Schneider, R., 2018. "Überprüfung der methodischen Grundlagen zur Bestimmung der Methanbildung in Deponien", UFOPLAN-Projekt FKZ 3714343170 sur mandat de l'Office fédéral allemand de l'environnement).

Forages de reconnaissance



carbotech Umweltprojekte und Beratung

Analyse des déchets solides

Tests de lixiviation selon l'OLED et l'OSites

En multipliant par la masse sèche de déchets municipaux mis en décharge, on obtient le potentiel total de carbone qui peut encore être émis par le corps de la décharge, principalement par voie gazeuse.

Le potentiel de gaz résiduel de la décharge par tonne de matière sèche ou par tonne de MS résulte d'une dégradation complète dans des conditions de milieu anaérobie :

$$G_E = C_{\text{bio}} \cdot 1,868 \text{ GE Potentiel de gaz de décharge [m}^3 \text{ /t MS]}$$

Le Tableau 3-1 présente à titre d'exemple les résultats de la respirabilité moyenne ainsi que les teneurs en carbone biodégradable et les potentiels de gaz de décharge qui en découlent pour d'anciennes décharges et d'anciens sites de dépôts en Allemagne. On constate une tendance à la corrélation entre l'âge de la décharge et la teneur en carbone biodégradable des déchets.

Tableau 3-1 - Valeurs moyennes de la respirabilité, du carbone biodisponible et du potentiel maximal de gaz résiduel par rapport à l'âge du dépôt. Résultats d'études sur les anciennes décharges et les anciens dépôts en Allemagne

Dé-charge	Âge de dépôt) ¹	Respirabilité AT ₄	Biodisponible Carbone C _{bio} .	Potentiel maximal de gaz résiduel G _E
	[a]	[mgO ₂ /gTM]	[kg C _{bio} /t MS]	[m ³ /t TM]
A	16	4,3	13	24
B	17	5,7	17	31
C	18	4,0	12	23
D	21	5,7	17	32
E	22	3,9	12	22
F	25	3,3	10	19
G	31	2,7	8	15

¹ âge moyen de mise en décharge des déchets déposés sur un site de décharge jusqu'au moment où l'échantillonnage des déchets solides et la détermination des paramètres figurant dans le tableau ont été effectués.

L'évaluation des résultats des analyses de déchets solides sert à :

- étayer les prévisions relatives au bilan gazeux en vue de l'objectif de transformation du corps de la décharge vers un état à faibles émissions, notamment par la réduction des émissions de méthane en tant que mesure de protection du climat,
- en ce qui concerne le bilan gazeux de la décharge, l'évaluation de la nécessité de prendre des mesures pour réduire le potentiel de gaz résiduel et, le cas échéant, la définition des mesures techniques et d'exploitation à prendre en considération (voir : limites de pertinence des mesures techniques et d'exploitation), ainsi que l'estimation ou l'évaluation de l'impact des mesures d'aération sur le corps des déchets dans les différentes zones de la décharge, la déduction de prescriptions de dimensionnement pour les installations techniques de captage des gaz et d'aération de la décharge (voir ci-après "catalogue de mesures"),

Objectifs de l'évaluation des analyses de déchets solides



- en ce qui concerne le régime hydrique du corps de la décharge, évaluer si un manque d'eau ou une sursaturation en eau entraîne une limitation des processus de biodégradation et si, le cas échéant, une mesure d'infiltration complémentaire pour assurer l'humidification ou un prélèvement ciblé de l'eau de percolation accumulée pour optimiser le régime hydrique est envisageable.

Essais d'aspiration/aération

Le but des essais d'aspiration et d'aération dans différentes zones de la décharge est d'éclaircir les questions suivantes :

- S'il existe un système de captage de gaz, quel est l'état de fonctionnement technique des puits et des conduites de gaz existants ?
- Est-il techniquement possible d'introduire des quantités d'air suffisantes dans le corps de la décharge ou d'aspirer des quantités suffisantes d'air via les puits de gaz existants et, le cas échéant, de les compléter pour une aérobisation ?
- Comment l'air introduit se propage-t-il dans le corps de la décharge et quels sont les premiers effets de l'ajout d'air sur le bilan gazeux du corps de la décharge et sur la réduction des émissions de méthane ayant un impact sur le climat ?
- En lien avec les résultats des analyses de déchets solides, comment dimensionner les mesures techniques en fonction du site ?

Des indications et des instructions complètes sur la réalisation d'essais d'aspiration et d'aération de gaz de courte ou de longue durée figurent notamment dans la directive VDI 3790 feuille 2 de mai 2017 et dans la directive VDI 3899 feuille 2 de novembre 2020.

3.3.3.

Limites de pertinence des mesures techniques et opérationnelles

L'utilisation et l'effet probable des mesures techniques et opérationnelles visant à accélérer la dégradation du carbone biodisponible (C_{bio}) dans la décharge dépendent fortement de la teneur actuelle correspondante en C_{bio} dans la décharge. Pour déterminer les procédures appropriées, les valeurs suivantes peuvent être utilisées à titre indicatif sur la base de nombreuses études sur les anciennes décharges et les mesures d'aération des décharges. Il faut ensuite partir du principe que :

- pour une teneur en carbone biodisponible $> 12 \text{ kg } C_{\text{bio}} / \text{t MS}$ et des décharges de taille correspondante, un captage actif des gaz (aspiration des gaz via un puits à gaz) et une valorisation ou une incinération des gaz peuvent encore être envisagés,
- pour une teneur en carbone biodisponible comprise entre 6 et $12 \text{ kg } C_{\text{bio}} / \text{t MS}$, il est encore possible, à titre provisoire, de procéder à une aspiration traditionnelle des gaz de la décharge et à un traitement des gaz, par exemple à l'aide d'une torchère pour gaz pauvre, ou, dans de nombreux cas, de commencer immédiatement l'aération de la décharge,
- pour des teneurs en carbone biodisponible de $2,5$ à $6 \text{ kg } C_{\text{bio}} / \text{t MS}$, il convient d'évaluer si et dans quelle mesure une aération de la décharge est encore adaptée à l'objectif ou si des procédés passifs de traitement des gaz, comme l'oxydation du méthane par des fenêtres biofiltrantes ou à travers une couverture de surface de la décharge destinée à l'oxydation du méthane, peuvent déjà être envisagés.

Essais d'aspiration et d'aération



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Domaines
d'application
des différentes
mesures

- si la teneur en carbone biodisponible est $< 2,5 \text{ kg } C_{\text{bio}} / \text{t MS}$, il convient de vérifier si l'aération de la décharge est encore possible et raisonnable sur le plan technique et économique, sinon : passer à un traitement passif des gaz résiduels, par exemple par oxydation du méthane dans la couche de remise en culture, en apportant la preuve que les objectifs d'assainissement sont atteints. Comme indiqué dans le chapitre 3.6.1 proposé, les émissions seraient inférieures à $0,2 \text{ l CH}_4 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$ dans la couche de remise en culture. Si ce critère était rempli pendant plusieurs années, l'interruption du suivi de la décharge d'un point de vue des émissions gazeuses serait possible.

Souvent, les teneurs en carbone biodisponible dans les anciennes décharges sont réparties de manière inhomogène. La répartition uniforme ou non du carbone biodisponible peut être déterminée à l'aide des forages de reconnaissance susmentionnés lors de l'échantillonnage des déchets solides. Il est alors possible d'y réagir par un système techniquement adapté d'aération et de captage de l'air évacué, par exemple par le biais du nombre et de l'espacement des puits de gaz, des volumes d'aération, etc.

3.3.4. Catalogue de mesures : Planification de mesures appropriées pour accélérer et contrôler la réduction du potentiel d'émissions résiduelles

Sur la base des conclusions des investigations préalables³ et en tenant compte des limites de pertinence mentionnées ci-dessus, les étapes de planification suivantes ont été définies :

- Définition du degré de dégradation supplémentaire du potentiel de carbone biodisponible visé par les mesures en fonction du site. Un taux de dégradation de 80 à 90% est proposé comme valeur indicative en partant du potentiel de gaz résiduel existant. Ce taux de dégradation a déjà été atteint et scientifiquement prouvé dans le cadre de plusieurs mesures d'aération des décharges (Ritzkowski & Stegmann, 2008). Il présente un rapport raisonnable entre le degré de dégradation ou de stabilisation visé et les dépenses d'exploitation nécessaires, y compris la consommation d'énergie et les émissions secondaires qui en découlent.
- Examen de l'utilisation d'équipements techniques complémentaires ou nouveaux pour le captage des gaz de décharge et l'aération des décharges (puits de gaz, conduites de gaz, séparateurs de condensat, stations de distribution de gaz, conduites de transport de gaz, etc.)
- Évaluation des procédés appropriés pour l'aération de la décharge, le captage et le traitement de l'air évacué (notamment avec des stations de compression de gaz pour les groupes de compression tels que les compresseurs à canal latéral ou à piston rotatif, les armoires électriques, etc. ainsi que le traitement de l'air évacué de la décharge par des torchères pour gaz pauvre, des installations d'oxydation thermique régénérative (RTO) ou la procédure FLOX) (pour plus de détails, voir chapitre 3.5)
- Définition des analyses de gaz nécessaires ainsi que des techniques de mesure et de régulation de l'installation d'aération et d'aspiration
- Concept de la future gestion de l'aération de la décharge, procédure temporelle

Objectif de taux de dégradation de 80 à 90%

Examen de nouvelles installations techniques

Analyses de gaz requises



³ Une enquête préliminaire ne correspond pas ici au terme utilisé dans l'ordonnance sur les sites contaminés (voir art. 7, RS 814.680), mais doit être comprise dans le sens général du terme.

- Le cas échéant, mesures complémentaires pour la gestion du régime hydrique (humidification ou prélèvement de l'eau d'infiltration)
- Le cas échéant, première estimation grossière des coûts d'investissement et d'exploitation (voir également le chapitre 6)

Contrôle de l'équilibre hydrique



3.3.5.

Programme de suivi pour optimiser et prouver la réussite des mesures

Il convient d'accorder une grande importance au programme de surveillance dans le cadre d'une bonne gestion. Celui-ci permet d'optimiser le processus d'aération de la décharge tout au long de l'exploitation, ce qui détermine entre autres la durée et les coûts nécessaires. En outre, il permet de prouver le bon déroulement des mesures en vue de leur achèvement et du maintien du comportement de la décharge et des émissions (pour plus de détails, voir chapitre 0).

Selon l'OSites : niveau contrôle des résultats



En fonction des conditions du site et de la méthode choisie pour l'aération de la décharge, les procédures de surveillance suivantes peuvent être envisagées pour le monitoring de la décharge :

Station de compression des gaz et étapes d'épuration de l'air :

- Détermination des volumes et pressions des flux gazeux d'air entrant et d'air évacué (en ligne).
- Mesure de la température de l'air évacué dans le flux de gaz brut (en ligne).
- Détermination de la composition du gaz de l'air évacué dans le flux de gaz de la station de compression de gaz : CH₄, CO₂, O₂ (en ligne), H₂S (discontinu), CO (discontinu ou continu).
- Estimation de la qualité des gaz de l'air évacué après l'étape d'épuration de l'air (conformément aux exigences légales), température des gaz évacués lors de l'étape d'épuration de l'air (en continu), preuve de l'efficacité de l'étape d'épuration de l'air.
- Prise en compte de la consommation d'électricité (émissions secondaires).

Stations de gaz

Puits de gaz, station de distribution de gaz

- Détermination des volumes et pressions air entrant/air évacué à tous les puits de gaz (de manière discontinue, par exemple chaque semaine à chaque mois) avec optimisation régulière.
- Détermination de la composition des gaz à tous les puits d'extraction de gaz : CH₄, CO₂, O₂, H₂S, CO (de manière discontinue, par exemple chaque semaine à chaque mois) pour réguler ou optimiser le captage de l'air évacué et l'aération active.

Puits de gaz, station de distribution de gaz

Corps de la décharge, surface de la décharge

- Mesure de la température dans le corps de la décharge (pour évaluer et contrôler les processus de biodégradation), mesure en continu de la température dans des puits de gaz sélectionnés.
- Détermination des émanations diffuses de gaz par la surface de la décharge à l'aide de passages avec des détecteurs à ionisation de flamme (FID) ou de méthodes comparables.
- Tassement à des points de mesure sélectionnés.
- Caractérisation du régime des eaux (ce qui est généralement fait de toute façon via le programme de surveillance des autorisations d'exploitation existantes).

Corps et surface de la décharge

- En cas de besoin, pompage des lixiviats via un puits combiné pour le prélèvement contrôlé des lixiviats dans les zones confinées de la décharge : relevé des quantités prélevées, des niveaux d'eau dans le corps de la décharge (pour plus de détails, voir chapitre 3.4).
- Si nécessaire, ajout de lixiviats/d'eau de consommation par des installations d'infiltration pour une humidification contrôlée des zones très sèches de la décharge : nature du milieu d'apport, volumes et intervalles d'infiltration.

Rapports

- Documentation des mesures d'exploitation et de surveillance susmentionnées.
- Bilan carbone pour démontrer la diminution de C_{bio} dans le corps de la décharge et les émissions de méthane équivalentes à CO_2 évitées.
- Qualité de l'air évacué et mode d'épuration de l'air.
- Besoin en énergie (pour le bilan climatique).
- Justificatif annuel sous forme de rapport afin de pouvoir dresser un bilan compréhensible de la contribution de l'aération de la décharge en tant que mesure de protection du climat (dans la mesure où une demande correspondante a été déposée et approuvée).
- Preuve finale de la réussite de la mise en œuvre et détermination de la fin de la mesure (contrôle des résultats).

D'autres indications complémentaires sur les étapes de traitement mentionnées, notamment sur le monitoring, figurent dans la publication de l'OFEV "Méthode standard pour apporter la preuve des réductions d'émissions dans le cadre de projets portant sur le gaz de décharge" (OFEV, 2015).

3.3.6. Critères de preuve que l'aération de la décharge a été effectuée avec succès

Les mesures d'aération de la décharge, avec ou sans mesures d'humidification complémentaires, sont appropriées, comme il l'a été indiqué, pour provoquer une accélération des processus de biodégradation et donc une amélioration du comportement à long terme. Afin de parvenir à un passage contrôlé vers un état à faibles émissions, les mesures décrites aux chapitres 3.3.1 et 3.3.2 sont nécessaires pour pouvoir dimensionner les mesures en fonction du site. Les investigations préalables et le programme de surveillance au cours de l'exploitation offrent ainsi une base pour prouver la bonne réalisation de l'aération de la décharge.

La preuve peut porter sur l'évaluation de la diminution des émissions de gaz. Comme indiqué au chapitre 3.7, il n'existe pas de critères quantitatifs universels de réussite concernant la qualité des lixiviats suite à des mesures d'aérobisation.

Un **bilan carbone** constitue cependant un critère plus explicite. Le potentiel de gaz résiduels encore présents dans la décharge au moment de l'établissement du bilan résulte de la différence entre la teneur en carbone C_{bio} déterminée lors de l'investigation préalable et le carbone évacué avec l'air évacué dans le flux de gaz de la station de compression de gaz. L'évaluation en cours d'exploitation du relevé des gaz/de l'air évacué pendant l'aération de la décharge permet d'établir un bilan de l'évacuation du carbone en continu à partir du produit du volume d'aspiration des gaz multiplié par la part



Rapports



Transfert vers un état à faibles émissions

Lixiviats et émission de gaz

Bilan carbone

de carbone dans le flux volumique des gaz (part C du méthane et du dioxyde de carbone). Cela permet d'évaluer et d'optimiser en continu le déroulement de la stabilisation et constitue un critère pour la fin de la mesure.

Cette procédure permet non seulement de contrôler les résultats en vue de l'achèvement de l'aération de la décharge, mais aussi de vérifier les conditions nécessaires à la fin de la phase de suivi. L'évolution de la température dans le corps de la décharge et son comportement de tassement peuvent donner des indications qualitatives sur l'effet des mesures d'aération.

3.4.

Effet des mesures d'humidification sur le processus d'aérobisation

Un facteur essentiel pour les processus de transformation biochimique dans les décharges est la teneur en eau du matériau de la décharge. L'eau sert de milieu de transport pour les nutriments et les substances organiques dans la cellule bactérienne. Comme la croissance des micro-organismes ne se produit que dans une solution aqueuse, la surface du substrat à dégrader doit être recouverte d'eau. Alors que la teneur en eau minimale requise dépend du besoin en eau des micro-organismes, la teneur en eau maximale à tolérer dans les processus aérobies est surtout déterminée par la concurrence entre l'oxygène et l'eau des pores. Lorsque la teneur en eau des déchets chargés en matières organiques est inférieure à environ 20 % MH, il n'y a plus d'activité microbienne. Cela vaut aussi bien pour les réactions de transformation en conditions aérées (c'est-à-dire aérobies) qu'en conditions anaérobies dans le corps de la décharge. Alors que l'activité microbienne en conditions anaérobies dans le corps de la décharge n'est pas négativement influencée par des teneurs en eau très élevées, les activités métaboliques aérobies deviennent de plus en plus limitées lorsque la teneur en eau de la matière humide dépasse 40 % et s'arrêtent complètement à des valeurs supérieures à 70 % FM.

Dans le cadre des mesures d'aération de la décharge, les contrôles de l'humidité des déchets revêtent une importance particulière pour les raisons susmentionnées. Ainsi, lors de la planification d'une aération, l'analyse d'échantillons de matériaux différenciés selon la profondeur permet d'identifier aussi bien les déficits en humidité que les zones confinées, c'est-à-dire entièrement saturées en eau. Les teneurs en eau peuvent également varier en fonction de l'âge de la décharge ou de l'aération permanente de la décharge. Les effets d'assèchement à long terme après la mise en place de couvertures de surface peu perméables jouent ici un rôle, tout comme les pertes d'humidité au cours de l'évacuation de l'air réchauffé et saturé d'eau hors du corps aéré de la décharge, cette évacuation d'eau étant souvent négligeable et généralement compensée par l'apport de précipitations. A titre d'exemple, la Figure 3-1 et la Figure 3-2 présentent les résultats de la teneur en eau d'échantillons de déchets solides provenant de différentes décharges (en fonction de l'âge de la décharge) et selon l'épaisseur du dépôt.

Mesures d'humidification

Teneur en eau dans le corps de la décharge



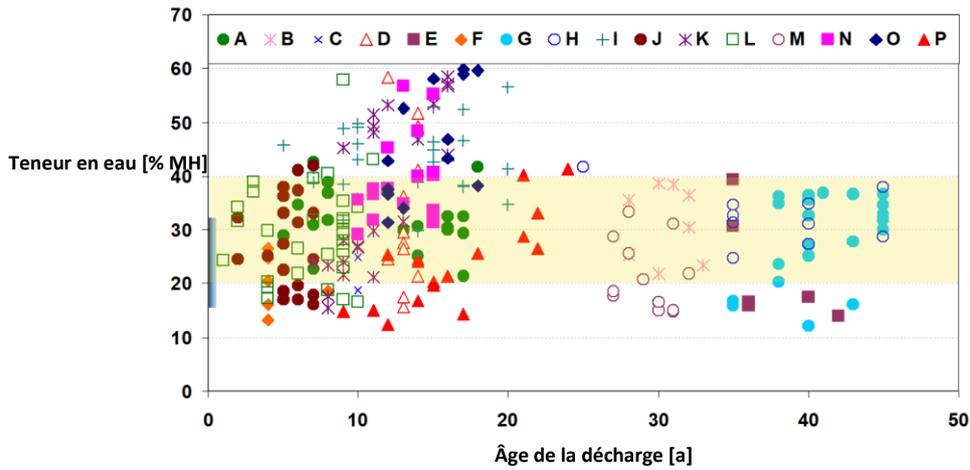


Figure 3-1- Teneur en eau d'échantillons de déchets solides provenant de décharges d'âges différents, sans référence à la profondeur (la teneur en eau optimale de 20% à 40% est représentée en jaune).

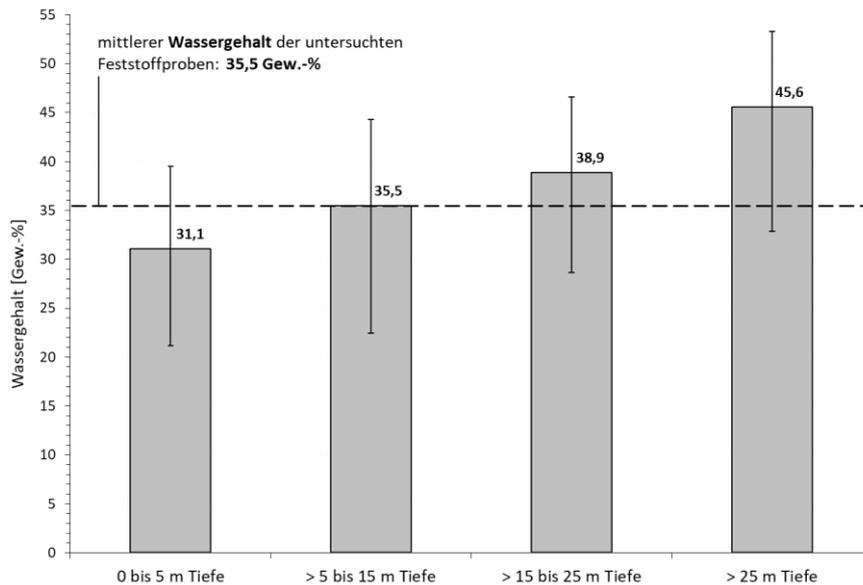


Figure 3-2- Teneurs en eau dans différents niveaux de profondeur d'une ancienne décharge.

Les exemples présentés montrent que dans la grande majorité des cas, la teneur en eau ne sera pas un facteur limitant des processus métaboliques biologiques. L'expérience de plusieurs projets d'aération de décharges en Allemagne montre cependant qu'une accumulation d'eau à la base de la décharge peut entraîner des limitations dans le fonctionnement de l'aération. Une telle accumulation peut souvent se produire malgré un système de drainage ou de collecte des lixiviats fonctionnel, en raison de la diminution de la perméabilité verticale des déchets déposés. Cette dernière est due à l'augmentation de la surcharge dans les zones plus profondes de la décharge, de sorte que la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sens vertical diminue de manière significative.

Teneur en eau dépendante de la profondeur



Dans de telles conditions, il peut s'avérer nécessaire de pomper les eaux d'infiltration accumulées dans les couches profondes de la décharge afin de garantir une aérobisation aussi complète que possible du corps de la décharge. Pour ce faire, il est possible d'utiliser des puits combinés, c'est-à-dire des puits de gaz qui peuvent être utilisés pour le drainage du corps de la décharge à l'aide d'une pompe submersible supplémentaire. Une fois le drainage effectué, les zones inférieures de la décharge peuvent ainsi être alimentées en oxygène de l'air, de sorte que la décomposition accélérée de la matière organique souhaitée puisse également s'y produire.

*Aérobisation
complète*



3.5.

Techniques d'aérobisation appliquées

L'évaluation des projets documentés montre que les termes "aération de la décharge" et "aérobisation" regroupent une multitude de concepts et de stratégies et poursuivent souvent des objectifs différents. Les procédures les plus courantes sont ainsi présentées ci-dessous de manière synthétique et évaluées quant à leur adéquation aux objectifs spécifiques.

*Une multitude
de concepts*

L'aération d'une décharge n'a rien d'anodin et implique bien plus qu'un simple apport d'air dans les déchets déposés. Des aspects tels que la conception des puits de gaz et leur espacement, le choix de volumes et de pressions d'air suffisants, la surveillance de la répartition de l'air ainsi que des températures (dans les déchets déposés et dans les lixiviats) et de la teneur en humidité, ou la mobilisation potentielle de polluants, jouent ici un rôle décisif. Le Tableau 3-2 présente différents concepts d'aération des décharges en termes de mise en œuvre technique, d'objectifs (prioritaires) et de techniques de réduction des émissions recommandées. Les sous-chapitres suivants décrivent les principales techniques d'aérobisation utilisées jusqu'à présent en Europe.

Aération

Tableau 3-2 - Récapitulatif des différents concepts d'aération des décharges, principaux domaines d'application et méthodes d'épuration de l'air correspondantes.

Concept	Mise en œuvre	Principal domaine d'application	Technique d'épuration de l'air
Aération à haute pression	Procédure d'impulsion	Préparation au démantèlement de la décharge	Filtre biologique
Aération à basse pression	Aération active et détection de l'air évacué	Accélérer la stabilisation biologique et éviter les émissions de GES	RTO, torche de gaz faible, biofiltre après stabilisation avancée
	Aération active sans captage de l'air évacué	Stabilisation biologique accélérée	Couverture de surface comme biofiltre de surface
Sur-aspiration	Taux d'aspiration plus élevés (aération passive)	Augmentation de la charge en méthane, aérobisation progressive	Biofiltre ou, en règle générale, torchère pour gaz pauvre / RTO

3.5.1.
Aération à haute pression

Dans le cas de l'aération à haute pression, l'aérobisation du corps de la décharge s'effectue par l'émission de pressions intermittentes (jusqu'à 6 bars) à partir de lances, en utilisant de l'air qui peut être enrichi d'oxygène supplémentaire (jusqu'à 20 %) et, le cas échéant, de nutriments. Chaque lance est alimentée par un réseau de distribution d'air comprimé et dispose d'une vanne à ouverture rapide qui s'ouvre par intermittence dès qu'une certaine pression a été établie. Le gaz d'aération libéré est capable de pénétrer les déchets fortement ou faiblement compactés.

Afin de minimiser la libération incontrôlée d'air, le concept de coup de bélier prévoit un système de captage de l'air évacué composé de lances d'aspiration. Le système de captage de l'air évacué, qui fonctionne parallèlement à l'aération, est exploité avec une puissance d'aspiration augmentée de 30 % (par rapport aux quantités de gaz utilisées pour l'aération) et transfère l'air évacué dans l'étape de traitement composée d'un biofiltre et/ou d'un filtre à charbon actif (Figure 3-3a).

L'aération à haute pression a été utilisée à plusieurs reprises sur de courtes périodes en amont de projets de démantèlement de décharges, en mettant l'accent sur la sécurité au travail et la prévention des odeurs. Dans ce cas, l'objectif réel n'était donc pas une biostabilisation poussée avec des périodes de traitement habituellement nécessaires de l'ordre de plusieurs années. Cette méthode, qui consomme beaucoup d'énergie et de matières premières, présente des inconvénients économiques par rapport à d'autres procédés.

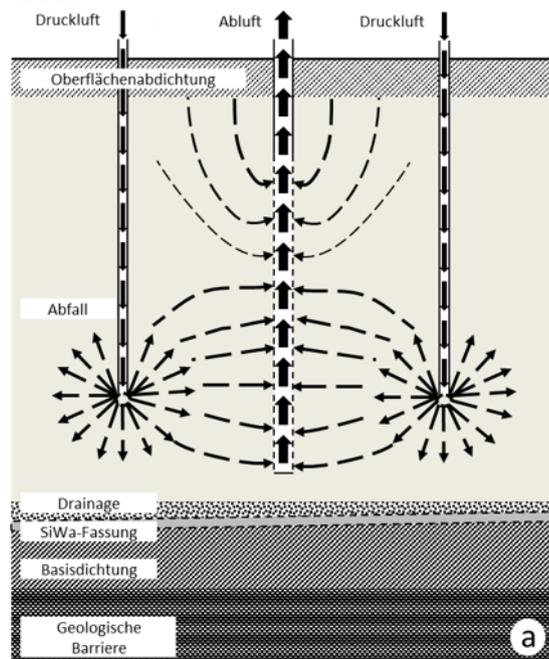


Figure 3-3- Technique d'aérobisation - Aération à haute pression (a).

3.5.2.
Aération à basse pression

Les concepts d'aération à basse pression sont souvent appliqués dans les cas où la stabilisation biologique des déchets doit être accélérée et étendue. Contrairement au concept à haute pression, les pressions positives ne dépassent généralement pas 0,3 bar et se situent souvent dans une plage de

*Dégagement
d'air par à-
coups*



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

*Utilisation
dans le cadre
de projets
d'assainisse-
ment de dé-
charges*

*Stabilisation
biologique des
déchets à
grande échelle*

20 à 80 mbar. Pour les grandes décharges avec des épaisseurs de dépôt > 40 m, des pressions allant jusqu'à 1,0 bar peuvent être nécessaires dans certains cas et notamment pour les couches plus profondes. Au cours des 10 à 15 dernières années, les concepts et variantes suivants ont été développés pour l'aération à basse pression.

Aération active avec captage parallèle de l'air évacué

Comme pour l'aération à haute pression, la plupart des concepts d'aération à basse pression impliquent une aération et une aspiration fonctionnant en parallèle. Une partie des puits de gaz est utilisée comme puits d'aération et l'autre comme puits d'aspiration. L'air ambiant est (généralement) introduit en continu dans le corps de la décharge par les puits d'aération (parfois aussi par des drainages de gaz horizontaux). L'air se répartit par convection et diffusion et est évacué du corps de la décharge par le système d'aspiration fonctionnant simultanément via les puits d'aspiration. Les puits d'aspiration et les stations de distribution de gaz sont reliés à l'installation de compression et à l'étage d'épuration de l'air. Le système d'aération et d'extraction d'air fonctionnant en parallèle offre des avantages en termes de flexibilité de gestion : l'air peut être introduit de manière ciblée dans les zones présentant un déficit en oxygène et le flux d'air à l'intérieur des déchets peut être réglé de manière ciblée par le choix des puits d'aération et d'extraction de gaz (fig. 3.4b).

Les différences entre les concepts d'aération active à basse pression avec captage parallèle de l'air évacué résident avant tout dans le choix d'un traitement approprié de l'air évacué. Dans l'optique d'une réduction optimisée des émissions de gaz à effet de serre, l'oxydation thermique de la charge résiduelle de méthane dans l'air évacué capté est impérative. Des systèmes tels que l'oxydation thermique non catalytique sans flamme (oxydation thermique régénérative, RTO) sont en mesure d'éviter complètement les émissions de méthane via les rejets gazeux. Dans le même temps, la consommation d'énergie externe est très faible, car la température d'oxydation requise (environ 1.100°C) est maintenue par la libération d'énergie lors de l'oxydation thermique. Entre-temps, les torchères pour gaz pauvre sont également de plus en plus capables de traiter thermiquement des flux d'air évacué contenant de faibles concentrations de méthane. En complément, il est possible d'utiliser des approches de traitement biologique de l'air évacué, tels que des biofiltres ou des combinaisons de biolaveurs et de biofiltres. Ces systèmes biologiques sont en mesure de réduire largement les odeurs. Ils présentent toutefois des déficits en matière d'oxydation du méthane (selon leur conception technique) en raison du temps de séjour souvent insuffisant de l'air évacué dans les filtres, raison pour laquelle ils devraient plutôt être utilisés lorsque les concentrations de méthane sont très faibles.

Aération active sans captage de l'air évacué

L'apport d'air dans la décharge peut être exploité sans captage actif parallèle de l'air évacué. Dans ce cas, la couverture de la décharge doit faire office de couche filtrante biologique (biofiltre de surface), soit dans son état initial, soit après amélioration de sa capacité d'oxydation biologique du méthane. Une telle aération de la décharge sans intégration simultanée d'un captage et d'un traitement des effluents gazeux est plus facile à gérer en fonctionnement continu, mais peut conduire à une réduction des émissions des gaz à effet de serre nettement plus faible (par rapport aux systèmes combinés). Le bilan de

Aération et aspiration parallèles



Arrivée d'air sans détection active de l'air évacué

la réduction des émissions au cours de la procédure est également plus difficile et éventuellement moins fiable, car il n'y a pas de possibilité d'enregistrer en continu la qualité de l'air évacué (en ce qui concerne les charges de méthane émises). Il est possible de procéder à l'aération soit par un système de puits de gaz verticaux dans le corps des déchets, soit par injection d'air dans la zone non saturée du sol ou par un éventuel drainage sous les déchets (Figure 3-4c). Dans ce dernier cas, le sol ou la couche de drainage joue le rôle de couche de répartition de l'air dans le but d'assurer une circulation uniforme de bas en haut à travers les déchets.

Jusqu'à présent, ce procédé n'a été utilisé que dans quelques cas en raison des limites de la détection et du contrôle des émissions.

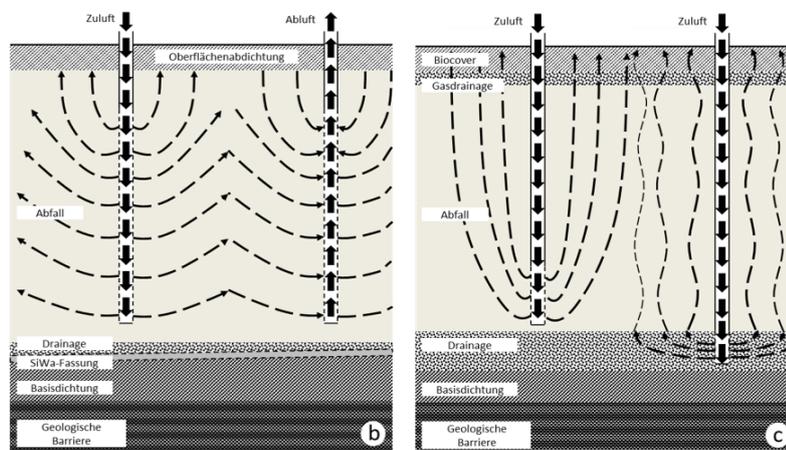


Figure 3-4 - Technique d'aérobisation - Aération à basse pression avec (b, à gauche) et sans (c, à droite) captage de l'air évacué.

3.5.3.

Sur-aspiration

Les concepts de sur-aspiration suivent le principe de base de l'aération par un apport d'air indirect ou passif, c'est-à-dire que l'apport d'air ambiant dans le corps de la décharge se fait par la surface et, si nécessaire par des puits de gaz ouverts en complément. L'effet de sur-aspiration résulte du réglage de volumes d'aspiration plus élevés, dépassant de manière significative les taux de formation de gaz dans le corps de la décharge et générant ainsi une dépression plus élevée à l'intérieur du corps de la décharge. Ainsi, les puits de gaz ne sont perforés préférentiellement que dans les couches de déchets plus profondes, afin d'augmenter le rayon d'influence de la sur-aspiration ou le volume de déchets affecté et d'éviter les courants de court-circuit près de la surface de la décharge. Le gaz de décharge ou le mélange de gaz de décharge et d'air aspiré est généralement traité à l'aide d'une torchère pour gaz pauvre ou d'une RTO, voire dans certains cas d'un biofiltre (Figure 3-5d).

Il convient de distinguer deux phases différentes de la procédure pour la performance de stabilisation biologique. Dans la première phase, la charge de méthane captée dans le gaz de décharge aspiré augmente par rapport à la charge précédente en cas de fonctionnement normal de l'aspiration. Dans ce cas, l'effet est souvent amélioré par une conception spéciale du puits de gaz à l'aide d'un court embout perforé. Cette approche vise à capter le gaz de décharge dans des zones qui ne peuvent pas être complètement atteintes lors d'une opération de dégazage normale. Dans la deuxième phase, la com-

*Apport d'air
ambiant par la
surface*

Deux phases

position du gaz se modifie de plus en plus vers une réduction des concentrations de méthane par infiltration d'air à travers la surface de la décharge, avec une augmentation éventuelle du volume d'aspiration. Ainsi, l'effet d'aérobisation souhaité se produit progressivement.

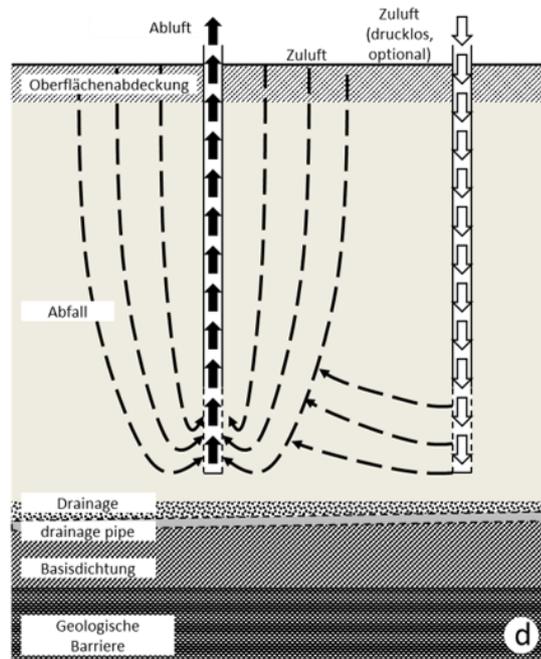


Figure 3-5- Technique d'aérobisation - Sur-aspiration (d).

Tableau 3-3- Avantages et inconvénients des procédures d'aérobisation

Procédure	Conditions préalables	Avantages	Inconvénients
Aération à haute pression	En général, uniquement avant le démantèlement de la décharge.	Utilisation aussi bien dans les déchets fortement que faiblement compactés Captage contrôlé de l'air évacué	Coûts, complexité technique élevée, pas d'influence sur la qualité des lixiviats en raison de la courte durée du traitement
Aération à basse pression avec captage de l'air évacué	Pas de conditions préalables particulières, utilisation très flexible	Flexibilité de la gestion de l'exploitation (l'air peut être introduit de manière ciblée) Captage contrôlé de l'air évacué	Le cas échéant, dépenses légèrement plus élevées pour la gestion de l'entreprise et le nettoyage de l'air d'échappement (mais durée de traitement plus courte qu'en cas de sur-aspiration)
Aération à basse pression sans captage de l'air évacué	Utilisable uniquement si une migration incontrôlée de gaz est exclue ou ne peut entraîner aucun risque	Coûts techniques réduits, car pas de captage actif de l'air évacué	Réduction des émissions généralement inférieure à celle de l'aération à basse pression avec captage de l'air évacué Détection et contrôle des émissions difficiles
Sur-aspiration	Application de préférence en cas de faible potentiel de dégradation et de faible épaisseur de la décharge	Captage contrôlé de l'air évacué	La mesure dure en général plus longtemps qu'avec une aération active (aération à basse pression)



3.6. Critères de justification des objectifs d'assainissement

3.6.1. Critères de vérification du bilan gazeux / du circuit des gaz de décharge

Données sur le bilan gazeux

Le programme de surveillance du bilan gazeux permet d'obtenir les informations suivantes :

- Constatation d'une intensification ou d'une accélération des processus de dégradation biologique. Pour l'évaluation, on peut se baser, comme déjà mentionné, sur la conversion et l'évacuation du carbone en mode d'aération et de captage de l'air évacué comme mesure d'accélération des processus de dégradation biologique.

Enseignements tirés du suivi

- Déterminer les émissions actuelles de gaz résiduels et le degré de stabilisation biologique, c'est-à-dire démontrer que le corps de la décharge est peu émissif au regard des émissions actuelles de gaz résiduels.

Le deuxième critère doit attester de la qualité de la décharge biologiquement stabilisée au regard de la production de gaz résiduel et justifier l'achèvement des mesures d'aération de la décharge et, si nécessaire, l'interruption de la gestion ultérieure de la décharge.

Critères de l'OSites [12] pour l'objectif d'assainissement gaz

L'ordonnance sur les sites contaminés (OSites [12]) définit des critères de protection contre les atteintes au sol (art. 12) et contre la pollution atmosphérique (art. 11). L'objectif d'assainissement pour l'air interstitiel d'une couche de remise en culture est donc de rester en dessous de la valeur de concentration simple selon l'annexe 3 OSites [12] et de prévenir les émissions de gaz de décharge aux endroits où des personnes peuvent séjourner régulièrement ainsi que les émissions excessives au sens de l'Ordonnance sur la protection de l'air.

Les données issues de mesures d'émissions ou de la surveillance des échanges gazeux ne permettent pas d'établir un lien direct avec les objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre fixés dans l'OSites [12] concernant la concentration de CH₄ dans l'air interstitiel, car il n'est pas possible d'établir un lien scientifique fiable entre la production de gaz de décharge et la concentration dans l'air interstitiel (la production de gaz de décharge dépend des influences environnementales/de la météorologie ainsi que des fuites de gaz préférentielles/hotspots).

Les émissions de méthane, et leur contribution à l'effet de serre anthropique, ne constituent pas (encore) un critère d'évaluation du bilan gazeux à la fin de des mesures d'aération de la décharge et lors de l'interruption du suivi ou encore pour atteindre les objectifs d'assainissement selon l'OSites [12].

Critères de l'OLED [10] pour l'objectif d'assainissement du gaz

L'objectif d'assainissement du gaz peut être assimilé à l'atteinte de la fin de la phase de suivi relative au bilan gazeux de la décharge. Selon l'OLED [10] la fin de la phase de suivi est atteinte lorsque la décharge n'est plus susceptible d'engendrer des effets nocifs ou incommodants sur l'environnement. Aucune directive quantitative n'est donnée concernant les émissions de gaz résiduels tolérables.

Critères pour l'objectif d'assainissement du gaz sur la base des propositions du projet BMU UFOPLAN [25]

Le critère proposé pour cesser l'aération de la décharge et passer à un traitement passif des gaz de décharge, ainsi que pour atteindre les objectifs d'assainissement, est le suivant :

Production de gaz de décharge avec un volume de méthane ≤ 10 m³ CH₄ /h pour l'ensemble du site ou ≤ 2 m³ CH₄ / (h * ha).

Dans la publication de 2006 (cf. [25] BMU UFOPLAN-Vorhaben 2006), d'autres critères sont mentionnés, dont un critère d'interruption à un volume de méthane ≤ 25 m³ CH₄/h et ≤ 5 m³ CH₄/ (h * ha). Comme ces valeurs admettent finalement encore des émissions de méthane assez élevées ou les font apparaître comme écologiquement acceptables (ce qui était évalué un peu différemment qu'aujourd'hui il y a 15 ans), les propositions actuelles

Critères pour l'objectif d'assainissement selon l'OSites

Critères de l'OETV pour la fin du suivi

*Critères basés sur BMU UFOPLAN
Critère Objectif d'assainissement en tant qu'émission de gaz résiduel tolérable*



sont réduites à 40% des valeurs indicatives de l'époque. Comme alternative, on peut également se référer à la publication "Methanemissionen aus der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen" (2012) (cf. [26]) où un critère d'interruption pour un volume de méthane $\leq 5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / (\text{h} * \text{ha})$ est également proposé.

3.6.2.

Critères de vérification du régime hydrique / cheminement des lixiviats**Critères pour l'objectif d'assainissement des lixiviats**

En Suisse, les décharges avec **drainage contrôlé des lixiviats** doivent respecter les exigences minimales définies dans l'Ordonnance sur la protection des eaux en relation avec les recommandations "Exigences relatives au déversement des lixiviats de décharges" de l'OFEV 2012 (cf. [2]).

En Allemagne, les concentrations limites dans les lixiviats peuvent être sélectionnées en fonction des valeurs d'exigence de la 51e annexe de l'ordonnance sur les eaux usées, 2004, comme critère de l'état "compatible avec l'environnement" d'une décharge et de la fin de la phase de suivi.

Il convient toutefois de souligner ici que l'examen des seules concentrations ne permet souvent pas d'atteindre l'objectif visé, et qu'un complément portant sur les flux d'émission de certaines substances contenues dans les lixiviats (comme proposé dans [2]) - en particulier pour les dépôts les plus anciens - devrait compléter l'évaluation des risques.

Les critères de l'OSites [12] et la preuve du respect des valeurs de concentration correspondantes dans les lixiviats ou dans les eaux concernées s'appliquent aux anciennes décharges avec **rejet incontrôlé de lixiviats**.

Effet des mesures d'aérobisation sur les lixiviats des décharges

Il n'est pas possible d'établir des critères de réussite quantitatifs généraux concernant la qualité des lixiviats suite à des mesures d'aérobisation, car le régime hydrique des anciennes décharges est très variable. Il n'est donc pas possible de définir des critères de réussite pour l'aération des décharges quant à la qualité des lixiviats. Il ne serait donc pas judicieux d'axer la planification d'une aération de décharge visant principalement à atteindre une certaine pollution résiduelle dans les lixiviats de la décharge, alors que c'est justement ce qui déclenche dans de nombreux cas les mesures d'assainissement.

L'aération des décharges contribue certes à la réduction de la pollution des lixiviats grâce à son effet accélérateur sur les processus de biodégradation, comme l'ont montré des essais en laboratoire. Cependant, comme nous l'avons mentionné, malgré les nombreuses mesures d'aération des décharges prises entre-temps, il manque encore des résultats généralisables pour déterminer dans quelle mesure l'aération des décharges accélère cette évolution et quel niveau de concentration peut être atteint à la fin de l'aération des décharges.

Toute une série d'études scientifiques en laboratoire sur l'effet de l'aération sur la qualité des eaux d'infiltration indiquent son influence positive (cf. également les précisions apportées au chapitre 3.7), tout en mettant en évidence les conditions nécessaires à cet effet (Ritzkowski & Stegmann, 2007 ; Hrad et al., 2013 ; Brandstätter et al., 2015)

Décharges
avec évacua-
tion contrôlée
des lixiviats

Anciens sites
de stockage
de déchets
non contrôlés
Évacuation
des lixiviats

Objectif d'assainis-
sment des an-
ciennes décharges
Effet de l'aération
de la décharge

Connaissances scienti-
fiques



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Diminution accélérée des paramètres DCO, DBO5 et azote

L'aération avec la dégradation aérobie des composés organiques et la libération dans la phase gazeuse entraîne une diminution accélérée des paramètres DCO et DBO5 ainsi que de l'azote (TKN ou NH₄-N) dans les lixiviats suite aux processus de nitrification et de dénitrification. Il faut cependant tenir compte du fait que tous les processus de transformation biologique de la matière organique se produisent en principe dans la phase liquide, de sorte que les métabolites peuvent toujours être détectés (au moins temporairement) dans les lixiviats. Si ce métabolisme est intensifié et accéléré au cours de l'aération, il faut également s'attendre à une augmentation de la concentration de certaines substances dans le lixiviat. En outre, la modification des conditions de pression et des voies d'écoulement des lixiviats dans le corps de la décharge entraîne toujours la mobilisation de liquides qui, dans les conditions relativement statiques qui prévalaient avant le début de l'aération, n'auraient pas été évacués ou ne l'auraient été que très tardivement.

Dégradation des composants organiques



Influence du taux d'aération sur la concentration en DCO

Des essais de simulation de décharge ont permis de montrer, à titre d'exemple, qu'un taux d'aération de 0,0125 m³/(tM*h) entraîne une réduction de la charge organique des lixiviats. En 5 mois d'aération continue, la concentration en DCO a diminué d'environ 70%. Un doublement du taux d'aération à 0,025 m³/(tM*h) n'entraîne qu'une légère augmentation à 78% de la baisse de concentration au cours de la même période d'observation.

Influence du taux d'aération

Effet différé sur la pollution en l'azote ammoniacal

En revanche, l'examen de la pollution en azote ammoniacal dans les lixiviats des réacteurs de simulation de décharge aérées révèle de nettes différences. En raison du temps d'adaptation plus long des micro-organismes oxydant l'ammonium et du besoin plus élevé en oxygène dissous, la diminution des concentrations en ammonium (par rapport aux concentrations en DCO) intervient significativement plus tard, et l'on constate en outre une nette dépendance vis-à-vis du taux d'aération fixé (résultats des essais de simulation de décharges, voir chapitre 3.7.3).

Baisse de la pollution en ammonium

Compte tenu de l'intensité d'aération inférieure d'au moins un ordre de grandeur dans les projets de grande envergure, il faut s'attendre à ce que les concentrations totales en ammonium dans les lixiviats ne diminuent sensiblement qu'après une phase de stockage relativement longue, éventuellement de plusieurs années. Les intensités d'aération plus faibles dans les zones de décharge plus profondes (perméabilité plus faible en raison d'une plus forte surcharge) ou l'absence totale d'apport en oxygène en cas de saturation complète de l'eau interstitielle jouent également un rôle dans ce contexte.

Conséquences pour la mise en pratique

Il en résulte que l'objectif d'amélioration de la qualité des lixiviats ne peut être atteint, s'il y a lieu, que par une aération plus intensive des secteurs situés en profondeur et saturés d'eau interstitielle. L'expérience montre que des puits d'aération adaptés et zonés en profondeur et/ou des pressions d'aération plus élevées permettent d'atteindre cet objectif. Par exemple, dans une décharge suisse du canton de Berne, il a été possible d'injecter de l'air dans des couches de déchets à une profondeur de 50 à 55 mètres en utilisant des

Aération en profondeur avec des pressions d'aération accrues

groupes moteurs spéciaux et en recourant à des surpressions pouvant atteindre 650 mbar (dans ce cas, les besoins en énergie sont toutefois nettement plus élevés).

Étant donné que l'on ne dispose actuellement que de peu d'expériences sur la mise en œuvre et les effets de l'aération en profondeur, il est recommandé d'effectuer et d'évaluer cette procédure en premier lieu en tant que projet pilote avec un accompagnement scientifique qualifié. Sur cette base, des recommandations plus générales pourront être formulées à l'avenir. Les procédés de sur-aspiration n'entrent pas en ligne de compte, car l'apport en oxygène dans les zones profondes de la décharge ne peut pas être suffisamment garanti.

Projets pilotes



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

3.6.3.

Critère de vérification de l'évolution de la température dans le corps de la décharge

Contrairement aux réactions métaboliques biologiques en milieu anaérobie, une grande partie de l'enthalpie de réaction est libérée sous forme de chaleur au cours du catabolisme aérobie. Au cours de l'aération d'une décharge, il se produit donc une augmentation de la température du corps de la décharge, accompagnée d'une dégradation accélérée des substances organiques biodisponibles des déchets déposés. En raison de la très faible conductivité thermique des déchets, associée à une couverture/une étanchéification de la surface du corps de la décharge, l'énergie thermique n'est dissipée que lentement dans l'environnement, de sorte que même après la fin de l'aération, les températures peuvent se maintenir à un niveau élevé pendant de longues périodes.

Énergie thermique

Les mesures de l'évolution de la température dans le corps de la décharge peuvent être effectuées dans des puits de gaz, dans des niveaux d'observation entre les puits de gaz et dans l'air évacué capté.

Mesures de l'évolution de la température

Les températures ne permettent pas d'établir directement des critères quantitatifs, car elles ne dépendent pas uniquement de l'intensité des processus de dégradation aérobie, mais aussi, par exemple, de l'épaisseur des dépôts. En tant que critère complémentaire, les températures moyennes devraient clairement diminuer à nouveau à la fin de l'aération de la décharge et se situer si possible dans la plage des températures initiales avant l'aération (diminution de la température après la fin de l'aération < 5 - 10°C).

3.6.4.

Critère de vérification concernant le tassement du corps de la décharge

Le tassement du corps des décharges ne permet pas d'établir des critères quantitatifs directement, mais uniquement en fonction du site. Suite à la dégradation accélérée de la matière organique biodisponible dans le corps de la décharge, des tassements significatifs se produisent en général encore une fois au cours des mesures d'aération in situ. L'ampleur des tassements (vitesse de tassement, c'est-à-dire la variation de hauteur par unité de temps) constitue donc un autre paramètre indirect pour évaluer la progression de la stabilisation.

Vitesse de tassement

3.7. Réduction des émissions dans les lixiviats

3.7.1. Résumé des essais en laboratoire sur l'aération des décharges et conclusions

Les paramètres essentiels pour l'évaluation de la qualité des lixiviats des décharges de déchets urbains aérées sont le carbone organique (COT ou COD, le cas échéant également la DCO) et l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$). La concentration des deux composants ne diminuent que très lentement dans les conditions anaérobies des décharges, c'est pourquoi ils déterminent de manière décisive le comportement à long terme des émissions de ces décharges et donc les dépenses nécessaires dans le cadre de leur suivi ultérieur. En revanche, les concentrations de ces deux composants peuvent diminuer plus rapidement et plus largement dans des conditions aérobies (aérées), car la transformation microbiologique des substances s'accélère de manière significative et s'étend (en particulier dans le domaine des composants organiques des déchets).

Dans ce contexte, des études approfondies ont été menées dans différents instituts de recherche par le passé pour des conditions de décharge "simulées". Ainsi, une étude de l'Université technique de Hambourg a utilisé des déchets préalablement prélevés entre autres dans une décharge suisse du canton de Berne, et placés dans des "réacteurs de simulation de décharge" (DSR). L'objectif de ces études était à la fois de déterminer le comportement des émissions dans des conditions anaérobies et aérobies et de déterminer les facteurs d'influence susceptibles de jouer un rôle dans la transposition des résultats des essais de laboratoire DSR à l'aération à grande échelle.

Les résultats de ces études sont instructifs et ont déjà été publiés dans différents emplacements [Ritzkowski et al., 2016 ; Ritzkowski et Kuchta, 2018 ; Brandstätter et al., 2018 - cf. [30], [31], [27]]. À l'échelle du laboratoire, il apparaît clairement que les modifications de la qualité des lixiviats sont notamment déterminées par l'intensité de l'aération ainsi que par le niveau de température. Dans le cadre de mesures d'aération d'anciennes décharges à grande échelle, ces effets produits par l'aération ne sont toutefois que très partiellement visibles au niveau de la qualité des lixiviats jusqu'à présent.

3.7.2. Influence de la température sur la qualité des lixiviats

Sous l'influence de l'aération, la majeure partie de l'énergie contenue dans la matière organique des déchets est libérée dans l'environnement sous forme de chaleur. Si les températures augmentent dans le corps de la décharge, l'évolution dans le temps des paramètres organiques totaux et de l'azote dans les lixiviats diffère significativement de celle observée à un niveau de température plus bas, ce qui est le cas dans les décharges anaérobies. Suite à l'augmentation des taux d'ammonification à des températures plus élevées, le pH augmente dans la zone alcaline (formation d'ions hydroxyde lors de la dissolution de l'ammoniac dans l'eau), ainsi que la concentration en azote ammoniacal et en COT. Parallèlement, l'équilibre ammonium-ammoniac se déplace vers l'ammoniac lorsque le pH augmente à des températures élevées (à 40°C et à pH 8, le rapport NH_4/NH_3 est d'environ 90/10 ; en cas d'augmentation à pH 9, le rapport est d'environ 50/50). De plus, la nitrification est inhibée sous l'influence des températures élevées, l'effet étant renforcé par l'augmentation des concentrations d'ammoniac suite au déplacement de

L'aération augmente la température



l'équilibre ammonium-ammoniac. Kim et al. (2006 [28]) rapportent que des concentrations d'ammoniac de 78 mg/l inhibent l'oxydation de l'ammonium (formation de nitrites), alors que l'oxydation subséquente des nitrites en nitrates est déjà inhibée à des concentrations de NH₃ comprises entre 14 et 17 mg/l.

La teneur réduite en oxygène dissous dans le lixiviat constitue un autre facteur d'influence en relation avec la réduction de l'activité de nitrification ainsi que les taux de conversion plus faibles des composants organiques. L'augmentation des températures, par exemple à 45°C ou 55°C, par rapport à un lixiviat à 36°C, entraînent une diminution de 21% et 37% de l'oxygène dissous dans le lixiviat. Ceci pourrait être particulièrement important pour le domaine des nitrifiants microbiens, étant donné que la nitrification a lieu après la dégradation des substances organiques biodisponibles dissoutes, et que les nitrifiants se retrouvent par conséquent en concurrence avec les microorganismes organotrophes pour l'oxygène (cf. Figure 3-6).

Activité de nitrification réduite

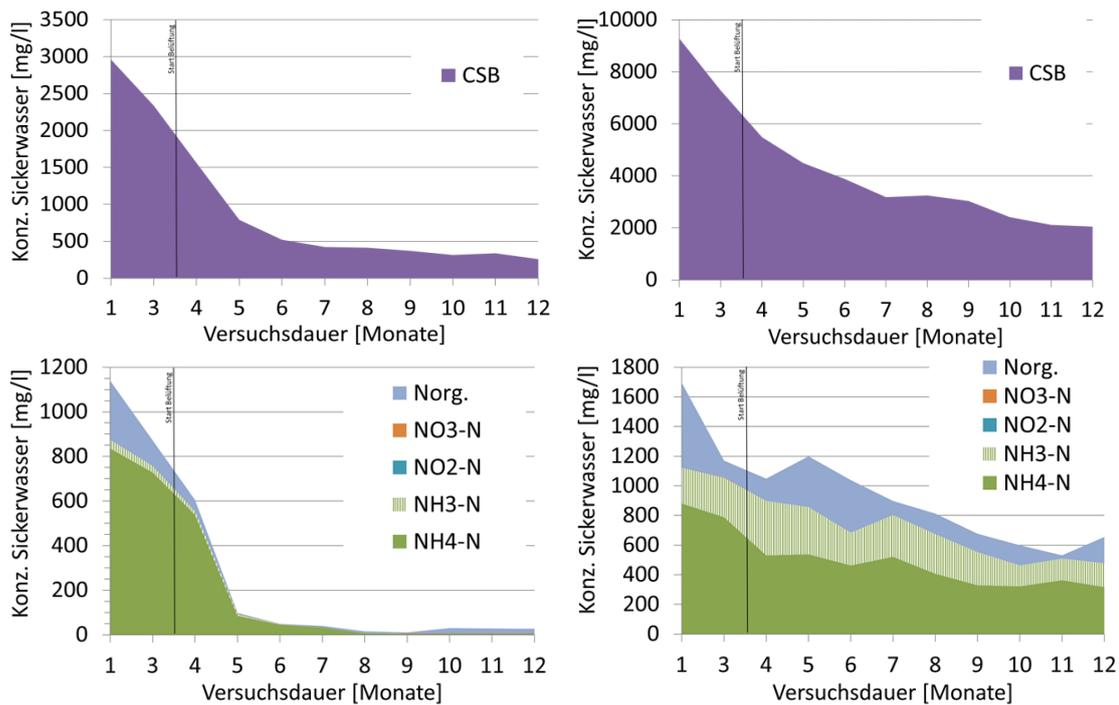


Figure 3-6- Courbes de variation de différentes substances contenues dans les lixiviats dans des "réacteurs de simulation de décharge" à différentes températures (à gauche : 36°C ; à droite : 66°C)

3.7.3.

Influence de l'intensité de l'aération sur la qualité des lixiviats

Comme indiqué dans le chapitre 3.6.2 il a été possible de montrer qu'un taux d'aération de 0,0125 m³/ (tM*h) entraînait une réduction immédiate et très importante de la charge organique des lixiviats (ici : DCO) lors d'essais de simulation de décharge. En 5 mois d'aération continue, la concentration en DCO a diminué d'environ 70%. Un doublement du taux d'aération à 0,025 m³/(t MS*h) n'entraîne qu'une légère augmentation de la diminution de la concentration de 78% au cours de la même période d'observation.

Réduction de la pollution organique des lixiviats

En revanche, l'observation de la charge en azote ammoniacal dans les lixiviats des réacteurs de simulation de décharge aérés fait apparaître de nettes différences. En raison du temps d'adaptation plus long des microorganismes oxydant l'ammonium ainsi que du besoin plus élevé en oxygène dissous, la diminution des concentrations en ammonium intervient significativement plus tard que celle des concentrations en DCO. On constate en outre une nette dépendance par rapport au taux d'aération fixé. Ainsi, les concentrations de $\text{NH}_4\text{-N}$ ne diminuent qu'avec un retard de 5 mois en cas de forte aération (c.-à-d. $0,025 \text{ m}^3/\text{t TM}^*\text{H}$), alors qu'en cas de faible intensité d'aération (c.-à-d. $0,0125 \text{ m}^3/\text{t TM}^*\text{h}$), cette phase de retard est doublée pour atteindre environ 10 mois. La vitesse de diminution de la concentration n'est cependant que peu influencée (cf. Figure 3-7).

Pollution en
azote ammo-
niacal

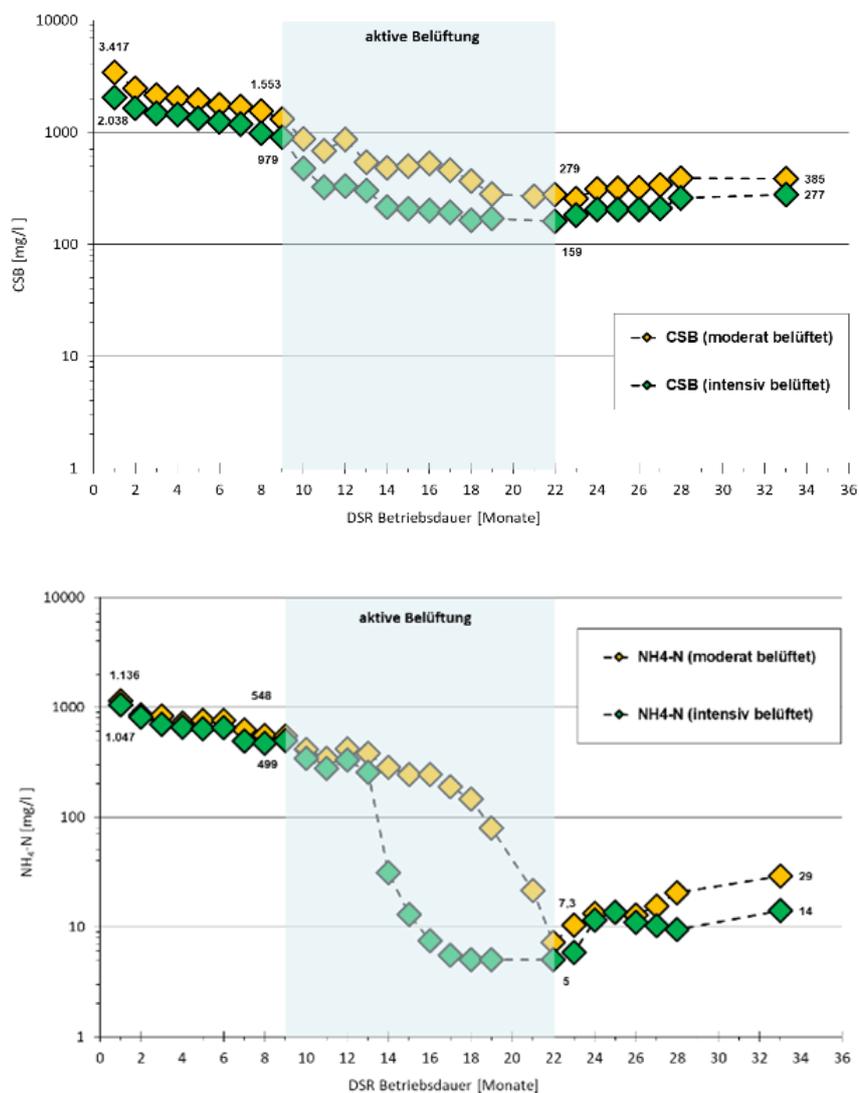


Figure 3-7- Courbes de variation de la pollution organique des lixiviats (DCO, en haut) et de la pollution azotée inorganique ($\text{NH}_4\text{-N}$, en bas) sous l'influence de différentes intensités d'aération (modérée = $0,0125 \text{ m}^3/(\text{t MS}^*\text{h})$; intensive = $0,025 \text{ m}^3/(\text{t MS}^*\text{h})$)

3.7.4.

Transfert des résultats : Modifications de la qualité des lixiviats sous l'influence de l'aération dans des décharges réelles

Les connaissances acquises lors des essais de simulation de décharge permettent d'évaluer les résultats obtenus dans des décharges réelles au cours des mesures d'aération. Les aspects suivants sont notamment pris en compte :

- Quel est le rapport entre les taux d'aération des décharges et ceux des essais de simulation des décharges ?
- Est-il possible, le cas échéant, d'identifier les influences de l'augmentation de la température de la décharge à partir de la qualité des lixiviats ?
- Existe-t-il d'autres facteurs d'influence n'ayant éventuellement pas encore été considérés ou identifiés, ou de manière insuffisante, dans les études réalisées à l'aide de réacteurs de simulation de décharge ?

Différents projets en Allemagne, en Autriche, en Italie et au Japon portant sur les taux d'aération ont été considérés (Ritzkowski et Stegmann, 2013 [29]). L'analyse des données montre que les projets d'aération à grande échelle avec une intensité d'aération moyenne de $0,005 \text{ m}^3/(\text{t TM}^*\text{h})$ sont environ 7 fois moins nombreux que les essais de simulation avec une intensité d'aération moyenne de $0,033 \text{ m}^3/(\text{t TM}^*\text{h})$.

D'autre part, le taux d'aération d'une décharge modèle peut être utilisé dans le cadre de la présente expertise pour classer les résultats. Selon l'annexe A3 de l'étude, des taux d'aération et d'aspiration de $490 - 650 \text{ m}^3/\text{h}$ pour une masse de déchets de $450'000 \text{ t MS}$ ont été retenus en se basant sur les expériences réalisées jusqu'à présent en matière d'aération de décharges. Cela signifie que le taux d'aération horaire est de $0,00109 - 0,00144 \text{ m}^3/(\text{t TM}^*\text{h})$. Selon les taux d'aération susmentionnés utilisés dans les réacteurs de simulation des décharges, le rapport entre l'apport d'air et l'apport en oxygène est d'environ 10 à 25 pour 1. Cela explique que les réductions (souhaitées) de la pollution des lixiviats dans les anciennes décharges aérées ne peuvent se produire que beaucoup tardivement que dans les essais en laboratoire. Toutes les expériences réalisées jusqu'à présent sur des décharges et anciens dépôts aérés confirment cet état de fait.

Transposé à l'évolution attendue de la qualité des lixiviats dans des décharges réelles aérées, ces résultats signifient que l'on ne peut s'attendre à une diminution des concentrations qu'avec un net décalage dans le temps ou après une durée d'aération suffisamment longue.

En ce qui concerne la température des déchets aérés, il convient également de noter que la grande majorité des essais de simulation de décharge ont été réalisés à un niveau de température constant de 35°C , alors que les projets d'aération réels ont souvent enregistré des températures plus élevées, par exemple 43°C et avec des pointes pouvant atteindre 70°C .

Transposé à l'évolution attendue de la qualité des lixiviats dans des décharges réelles aérées, ces résultats signifient que certains processus de transformation, comme la nitrification, se dérouleront nettement plus lentement sous l'effet de la température et qu'une diminution de l'intensité du métabolisme pourrait éventuellement se produire en raison de concentrations plus faibles en oxygène dissous.

D'autres facteurs d'influence, qui ne peuvent pas être reproduits ou seulement de manière insuffisante dans le cadre des essais de simulation de décharge, consistent notamment en des temps de séjour plus longs de l'eau

Aspects considérés pour les décharges réelles



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Connaissances Intensité d'aération pour les décharges réelles

Taux d'aération

Retard dans le temps

Différences de température

Nitrification plus lente

Influence de la saturation

d'infiltration dans les zones profondes de la décharge liés à la surcharge (en raison de la perméabilité hydraulique plus faible), ainsi que la saturation complète (= accumulation d'eau) de l'espace interstitiel qui s'y produit (souvent).

Transposé à l'évolution attendue de la qualité des lixiviats dans des décharges réelles aérées, ces résultats signifient que les améliorations de la qualité des lixiviats dans les couches supérieures des déchets ne peuvent plus être retracées analytiquement, éventuellement lors de l'entrée dans le système de drainage au pied de la décharge en raison du passage par la zone confinée. Globalement, il en résulte également un retard dans la diminution des composés organiques et azotés dans les lixiviats.

3.7.5.

Résultats de l'étude d'une décharge suisse aérée

Des analyses de différents composants des lixiviats ont été effectuées pour une décharge suisse dans le canton de Berne, avant et pendant l'aération encore en œuvre. Les résultats de ces analyses confirment en grande partie les hypothèses et les connaissances pouvant être déduites des essais de simulation ainsi que de l'examen des principaux facteurs d'influence observés dans les décharges réelles ou ayant été constatés dans d'autres décharges et anciens dépôts.

Concernant la pollution organique des lixiviats, la situation observée au cours des quatre premières années d'aération indique une intensification des processus de transformation biologique des composants organiques des déchets, en particulier dans les zones de déchets les plus récentes (Figure 3-8). Comme ces processus se poursuivent encore, notamment en raison des faibles intensités d'aération mentionnées, aucune amélioration significative de la qualité des lixiviats n'a pu être constatée jusqu'à présent.

Influence de la zone confinée



Essai en Suisse

Connaissances sur la qualité des lixiviats

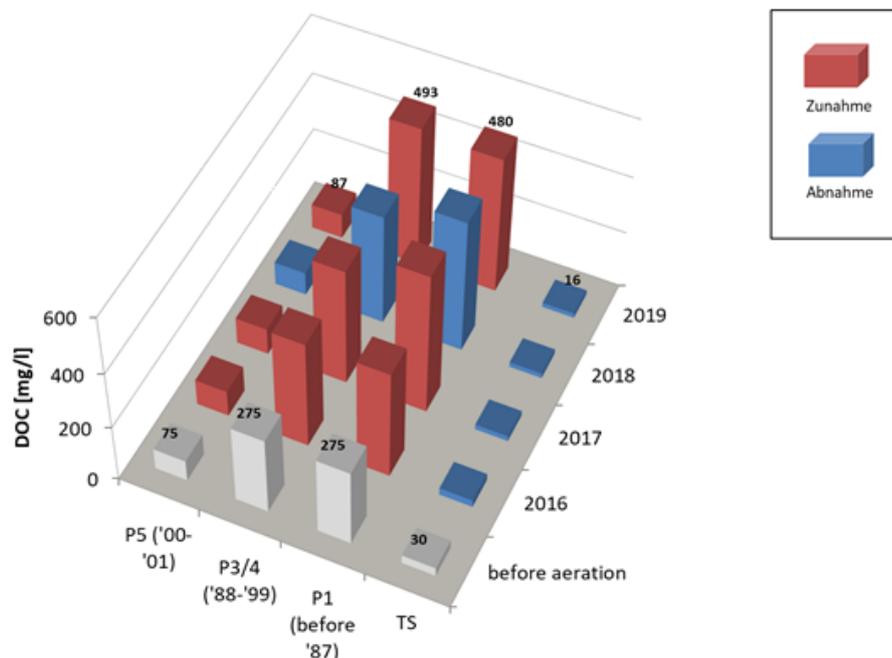


Figure 3-8- Variations de la charge organique des lixiviats (en DOC) dans différents captages de lixiviats (P1, P3/4, P5 et fond de vallée (TS) ; les chiffres entre parenthèses se rapportent à l'année de dépôt des déchets) avant et pendant une aération de plusieurs années.

Concernant les charges d'azote inorganique ($\text{NH}_4\text{-N}$), on constate d'abord une augmentation brève mais nette des concentrations dans l'ensemble de la décharge au cours de la même période, avant que les concentrations ne chutent à des valeurs légèrement inférieures aux concentrations initiales au cours des trois années suivantes (Figure 3-9). Cette évolution peut être interprétée dans le sens d'une mobilisation accrue de l'azote dans le lixiviat en raison de la dégradation accélérée des matières organiques biodisponibles. Par la suite, les processus d'ammonification s'intensifient, mais en même temps les processus de nitrification et de dénitrification se mettent en place, de sorte que les concentrations de $\text{NH}_4\text{-N}$ dans le lixiviat commencent à diminuer.

Evolution des charges d'azote inorganique

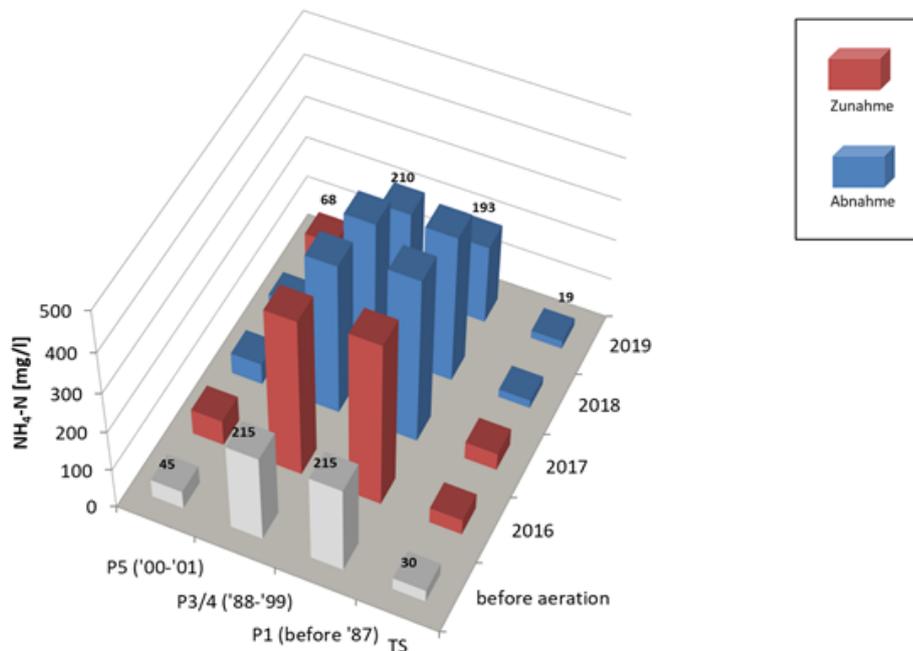


Figure 3-9- Variations de la charge d'azote (en $\text{NH}_4\text{-N}$) dans différents captages de lixiviats (P1, P3/4, P5 et fond de vallée (TS) ; les chiffres entre parenthèses se réfèrent aux années de dépôt des déchets) avant et pendant une aération de plusieurs années.

3.7.6. Conclusion sur l'évolution de la qualité des lixiviats dans les décharges aérées

L'aération d'une décharge (principalement) remplie de déchets urbains entraîne une intensification de la transformation microbienne des composants organiques (encore présents dans les déchets). L'intensité de ces processus dépend en grande partie de la quantité d'oxygène disponible qui est injectée avec l'air dans les déchets. En même temps (contrairement au métabolisme anaérobie), une grande partie de l'énergie des déchets organiques est libérée sous forme de chaleur, ce qui entraîne une augmentation de la température dans le corps de la décharge.

Intensification du métabolisme microbien

Les effets de l'aération sur la dégradation accélérée des matières organiques sont clairement quantifiables et clairement démontrés dans de nombreuses décharges. Des composants organiques largement dégradés dans les déchets entraînent progressivement une diminution de la pollution dans les lixiviats des décharges en cas d'aération très intensive. Avant d'atteindre

Effet de l'aération sur le gaz de décharge quantifiable

cet état, il faut toutefois s'attendre à des concentrations parfois plus élevées dans les lixiviats en raison de l'intensification de la transformation ou de la mobilisation des substances en phase aqueuse. La durée de cette phase avec des concentrations élevées dépend des processus mentionnés ci-dessus et des taux d'aération de la décharge et est en outre influencée par d'autres conditions spécifiques à la décharge (par ex. accumulation d'eau dans les couches plus profondes).

Dans ce contexte, les essais de simulation de décharge peuvent fournir des indications importantes sur la qualité des lixiviats de décharge pouvant être atteinte à long terme. Les résultats concernant les changements temporaires pendant et immédiatement après l'aération ne sont toutefois que partiellement significatifs en raison des taux d'aération nettement différents par rapport aux conditions in situ, les résultats des essais de simulation de décharges publiés jusqu'à présent variant de manière significative. La comparaison avec les données de surveillance de décharges réelles aérées indique que les périodes nécessaires pour atteindre une qualité de lixiviat suffisante avec les taux d'aération choisis peuvent vraisemblablement être de plusieurs années.

Si l'on souhaite améliorer sensiblement la qualité des lixiviats des anciennes décharges aérées dans un délai raisonnable, il est recommandé d'opter pour une technique et une stratégie d'aération adaptées en vue d'augmenter les volumes d'aération pour une oxygénation intensive, notamment dans les couches plus profondes de la décharge, éventuellement saturés en eau interstitielle. Les premières mesures prises dans ce sens devraient être réalisées sous forme de projet pilote avec un accompagnement scientifique qualifié.

Stratégie d'aération



carbotech Umweltprojekte und Beratung

4. Variantes d'assainissement pour quatre scénarios de décharges de déchets urbains

4.1. Définition des variantes d'assainissement à investiguer

Comme mentionné au début, la présente expertise a pour but d'évaluer et de comparer l'efficacité selon l'OSites [12] de différentes variantes d'assainissement d'anciennes décharges. Le modèle retenu est celui d'une décharge classique de déchets urbains des années 80 avec un volume de 500 000 m³ et une part résiduelle de matière organique variable. Date des études et début des mesures d'assainissement : 2020. Pour les variantes d'assainissement suivantes, l'efficacité doit être étudiée selon l'OSites.

1. Statu quo : la décharge est laissée à elle-même à partir de 2020 et les processus de transformation biologique s'atténuent progressivement au cours des 50 prochaines années.
2. Décontamination totale : la décharge est excavée, les déchets sont triés, transportés, traités et éliminés à l'extérieur. La partie combustible est valorisée thermiquement dans une UIOM et le reste des déchets est envoyé dans des décharges de surface suisses (type B et type E).
3. Aérobisation (aération à basse pression) : Le corps de la décharge est aéré et les gaz de la décharge sont captés et traités (au moyen d'une torchère à gaz si elle est combustible et par oxydation catalytique ou oxydation autothermique à haute température). L'aération à basse pression apporte la flexibilité d'utilisation et la capacité d'adaptation nécessaires à la mise en œuvre de mesures d'aérobisation en cas de teneurs différentes en matières organiques, et pouvant par exemple être fortement limitées dans le cas d'une simple sur-aspiration (cf. chapitre 3.5).
4. Dégazage actif sans aérobisation : le corps de la décharge est dégazé activement et les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz (uniquement en cas de production très élevée de gaz résiduel) ou d'une torchère à gaz si celui-ci est combustible, et au moyen d'une oxydation catalytique ou d'une oxydation autothermique à haute température).

4.2. Définition des critères d'évaluation

Au sens de l'art. 18 OSites, les variantes d'assainissement proposées sont évaluées selon les critères suivants :

- *L'impact des mesures sur l'environnement* : comparaison des mesures avec un écobilan et une analyse de l'empreinte carbone reconnus. La méthode d'évaluation utilisée est la méthode UCE 21 (cf. [8]) en tenant compte du GWP 100a et de la base de données DETEC : 2018 (cf. [9]) est utilisée.
- *L'efficacité à long terme des mesures* : Prévision et comparaison du comportement en matière d'émissions à partir de 2020 pendant les 60 prochaines années.

Aperçu des variantes d'assainissement



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Critères d'évaluation

- *Risque pour l'environnement provenant du site pollué avant et après l'assainissement* : effet des mesures d'assainissement sur le bilan gazeux de la décharge, preuve des objectifs d'assainissement atteints. Il n'est pas possible de procéder à une évaluation des mesures d'assainissement sur les émissions de lixiviats de décharges à l'aide d'un critère quantitatif pour les processus d'aérobisation (cf. chapitre 3.7).
- *Évaluation de la contrôlabilité des mesures, de la possibilité de remédier aux défauts ainsi que des conséquences financières sur la gestion ultérieure de la décharge (entretien et surveillance après l'achèvement des mesures)* : description des mesures techniques respectives et du concept de surveillance. Estimation des coûts de suivi à prévoir pour chaque variante d'assainissement (évidemment non pertinente pour la variante d'assainissement par décontamination totale).

4.3.

Modèle hypothétique d'une décharge

Pour toutes les variantes d'assainissement d'une décharge, les estimations suivantes sont prises en compte pour établir le modèle :

- Décharge de déchets urbains des années 80 d'un volume de 500'000 m³ (ce qui correspond à env. 600'000 t de masse humide ou 450'000 t de MS, soit une surface de 6,5 ha pour une épaisseur de dépôt allant jusqu'à 15 m).
- Les décharges de déchets urbains sont fermées depuis plusieurs décennies au moment des études (en 2020).
- La fraction organique résiduelle est définie pour 3 scénarios par la fraction de carbone biodégradable (C_{bio}) par tonne de déchets. La production de gaz de décharge en fonction du carbone biodisponible est calculée selon la méthode du GIEC (cf. [5], [6]). La composition des déchets est basée sur les résultats de l'enquête sur les déchets réalisée par l'Office fédéral de la protection de l'environnement en 1984/87 (cf. [7]). Pour la demi-vie, une proposition d'approche modifiée issue du modèle du GIEC (cf. [5] et [6]) a été appliquée.
- Le taux de lixiviation représente 30% des précipitations annuelles d'environ 1 m³/m² (précipitations annuelles moyennes en Suisse entre 0,9 et 1,2 m³/m²).
- Les lixiviats de la décharge ne sont pas captés - Il faut partir du principe que la décharge modélisée ne présente pas d'étanchéité du fond.
- La décharge a une couverture de surface conventionnelle (valeur $k = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s) et est recultivé.
- Les biens à protéger sont principalement les eaux de surface et l'air (fuite de gaz) – les eaux souterraines ne sont pas concernées, car le site modèle se trouve en dehors de toute nappe phréatique.
- La décharge ne dispose pas encore d'installation pour le captage et le traitement des gaz de décharge, celles-ci seront installées pour les variantes d'assainissement 3 et 4.
- L'oxydation du méthane dans la remise en culture n'est pas prise en compte, à condition qu'aucune couche de drainage ou de distribution de gaz perméable n'ait été installée et que la remise en culture ait été réalisée sur une faible épaisseur. La méthodologie du GIEC propose un facteur OX de 0,9 ou 10% comme valeur minimale de l'oxydation "naturelle" du méthane. Pour les raisons susmentionnées, aucune oxydation du méthane n'est prise en compte dans le cas présent.

Conditions de
modélisation



La situation de départ concernant le bilan gazeux de la décharge pour la définition des mesures de dégazage dans les variantes d'assainissement 1, 3 et 4 est définie ci-dessous (pour les hypothèses de calcul détaillées, voir l'annexe A2).

Les calculs suivants basés sur les scénarios utilisant le modèle du GIEC avec différentes proportions de carbone biodisponible C_{bio} , permettent de tirer des conclusions sur l'âge des décharges. La part de C_{bio} n'est toutefois pas déterminée uniquement par l'âge du dépôt, mais dépend également dans certains cas du type de déchets, du régime hydrique, de la circulation de l'air, de l'emplacement de la décharge et des installations techniques. De même, la teneur en carbone biologiquement disponible peut varier considérablement au sein d'un même dépôt. Dans certains cas, la décharge doit donc être caractérisée sur la base de ses caractéristiques et non pas uniquement en fonction de son âge. Les calculs suivants du C_{bio} en fonction de l'âge de la décharge se basent sur les conditions générales du GIEC et servent à la création d'un modèle uniforme.

4.3.1. Scénario 1 : Décharge avec $> 12 \text{ kg } C_{bio} / \text{t MS}$

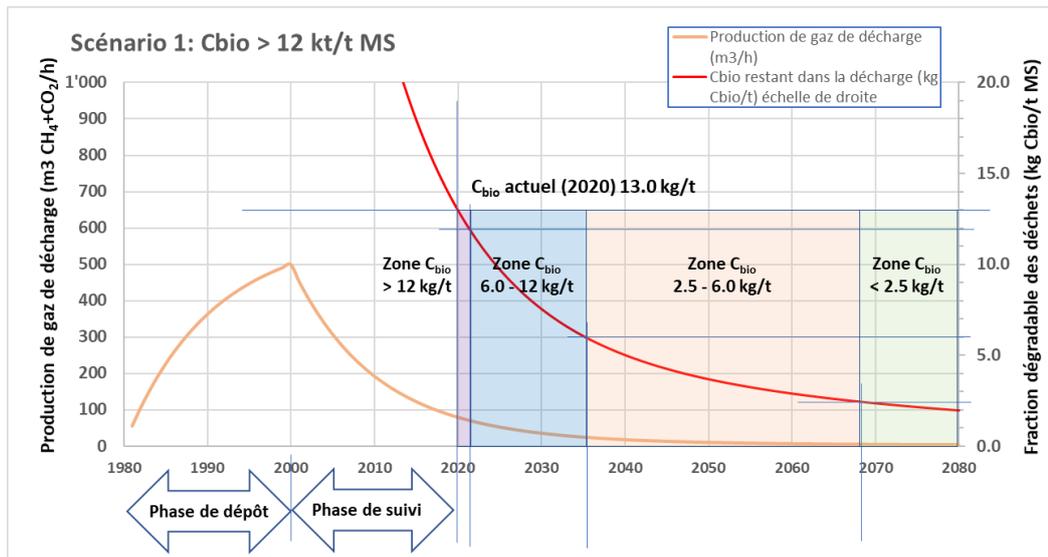


Figure 4-1 - Décharge avec phase de stockage de 1980 à 2000. Fin 2000, la fraction biodégradable des déchets était de $C_{bio} = 57,7 \text{ kg/t MS}$. L'année de l'étude (2020), C_{bio} dans les déchets, selon l'exemple de calcul, est encore $C_{bio} = 13 \text{ kg/t MS}$ et la production de CH_4 de la décharge est de $39,5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{h}$.

Compte tenu des limites fixées au chapitre 3.3.3 des limites d'opportunité expliquées pour les différentes mesures techniques et d'exploitation, les mesures techniques suivantes sont définies pour le scénario 1 pour les variantes d'assainissement 1, 3 et 4 :

- Variante 1/Sz1 : Statu quo : la décharge est laissée à elle-même. Les gaz produits par la décharge s'échappent directement dans l'atmosphère.

Variantes Scénario 1

- Variante 3/Sz1 : Dans une première phase, on procède à un captage conventionnel des gaz de décharge et à leur traitement (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz), puis à une aérobisation (aération à basse pression).
- Variante 4/Sz1 : La décharge est activement dégazée : capture des gaz de décharge et traitement (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz, si le gaz est combustibles, et par oxydation catalytique). Aucune mesure d'aérobisation n'est prévue.

4.3.2.

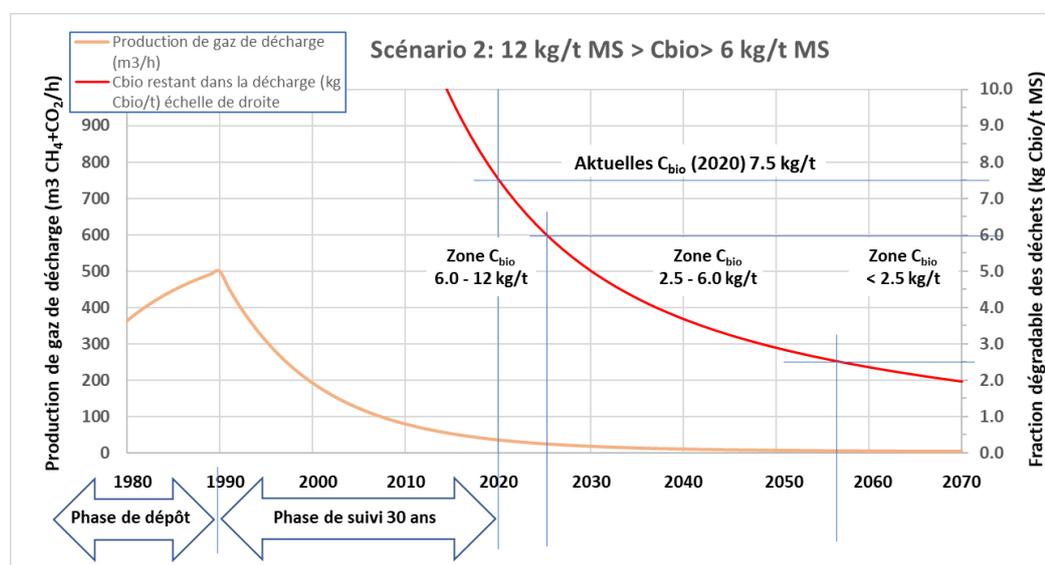
Scénario 2 : Décharge avec C_{bio} entre 12 kg/t MS > C_{bio} > 6 kg/t MS

Figure 4-2 - Décharge avec phase de stockage de 1970 à 1990. À la fin de l'année 1990, la fraction biodégradable dans les déchets était $C_{bio} = 57,7$ kg/t MS. Lors de l'année de l'étude (2020), C_{bio} dans les déchets s'élève encore mathématiquement à environ $C_{bio} = 7,5$ kg/t MS. La production de CH_4 de la décharge s'élève à $17.6 m^3 CH_4/h$.

Compte tenu des limites fixées au chapitre 3.3.3 des limites d'opportunité expliquées pour les différentes mesures techniques et d'exploitation, les mesures techniques suivantes sont définies pour le scénario 2 pour les variantes d'assainissement 1, 3 et 4 :

Variantes du
scénario 2

- Variante 1/Sz2 : Statu quo : la décharge est laissée à elle-même. Les gaz produits par la décharge s'échappent directement dans l'atmosphère.
- Variante 3/Sz2 : Une aérobisation (aération à basse pression) est directement installée, car la production de gaz de décharge attendue d'environ $35,2 m^3/h$ ($CH_4 + CO_2$) rend inutile la collecte et le traitement traditionnels des gaz comme étape préalable à l'aérobisation.
- Variante 4/Sz2 : La décharge doit être activement dégazée : Captage des gaz de décharge et traitement (par torchère à gaz, si le gaz est combustibles, et par oxydation catalytique). Aucune mesure d'aérobisation n'est prévue.

4.3.3.

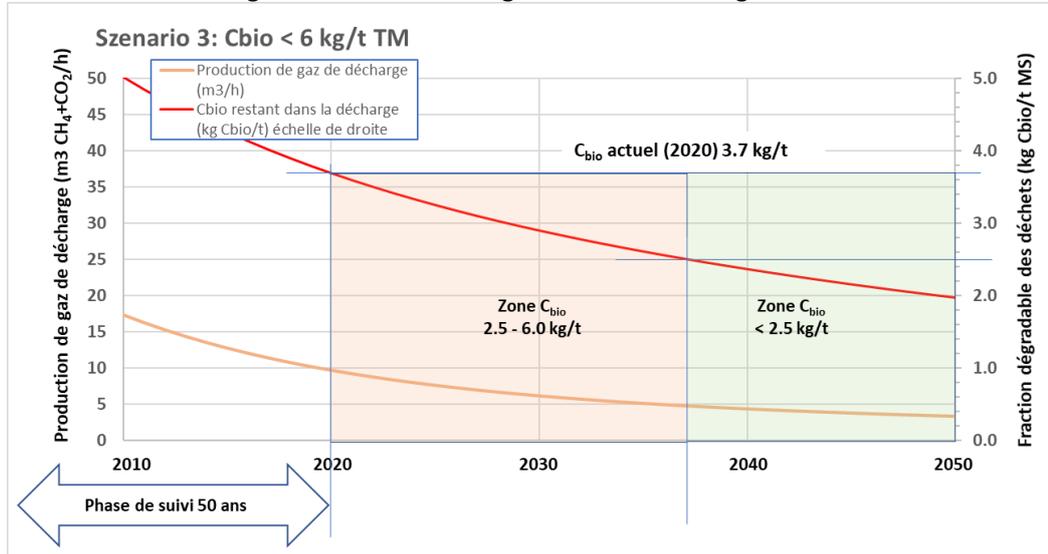
Scénario 3 : Décharge avec C_{bio} entre 6 kg/t MS > $C_{\text{bio}} > 2.5$ kg/t MS

Figure 4-3 - Décharge avec phase de stockage de 1950 à 1970. À la fin de l'année 1970, la fraction biodégradable dans les déchets était $C_{\text{bio}} = 57,7$ kg/t MS. Lors de l'année de l'étude (2020), C_{bio} dans les déchets s'élève mathématiquement à $C_{\text{bio}} = 3,7$ kg/t MS. La production de CH_4 de la décharge est de $4,8 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{h}$.

Variantes du
scénario 3

En principe, pour des C_{bio} de l'ordre de 2,5 kg/t MS et même pour des valeurs inférieures, il convient de vérifier si l'aération est encore efficace ou si elle est encore possible et acceptable d'un point de vue technique et économique. Dans ce cas, on peut éventuellement tenir compte de l'oxydation du méthane dans la remise en culture.

En tenant compte des limites d'opportunité pour les différentes mesures techniques et opérationnelles expliquées au chapitre 3.3.3, le scénario 3 définit les mesures techniques suivantes pour les variantes de rénovation 1, 3 et 4 :

- Variante 1/Sz3 : Statu quo : la décharge est laissée à elle-même. Les gaz produits par la décharge s'échappent directement dans l'atmosphère. A ce stade, la décharge remplit les critères climatologiques justifiant l'arrêt de l'aération de la décharge et le passage à un traitement passif des gaz de décharge (voir chapitre 3.6.1).
- Variante 3/Sz3 : L'aérobisation n'entraîne plus de réduction notable de la durée du suivi ultérieur. Cependant, l'aérobisation permet de réduire encore davantage les émissions ayant un impact sur le climat. Le calcul des coûts de cette variante tient donc compte d'une aérobisation et l'évalue par rapport aux contributions de la KLIK (Fondation pour la protection du climat et la compensation des émissions de CO_2).
- Variante 4/Sz3 : Un dégazage actif de la décharge et un traitement par oxydation catalytique seraient encore techniquement réalisables. Cette option est donc étudiée dans le calcul des coûts.

4.4.

Compilation des variantes d'assainissement et des scénarios

Le Tableau 4-1 résume les variantes d'assainissement et les scénarios pour les traitements ultérieurs. Il en ressort que pour le scénario 3 avec une faible proportion de C_{bio} , la variante d'assainissement avec décontamination totale (variante 2 - en gris) n'est probablement pas applicable en raison des conditions générales. De même, dans le scénario 3, pour l'aérobisation (variante 3) et le dégazage actif (variante 4), il faut décider au cas par cas si les mesures d'assainissement ont encore un sens ou si elles deviennent caduques (en vert clair).

Aperçu et compilation des variantes/scénarios



Tableau 4-1 - Aperçu des variantes d'assainissement et des scénarios.

Variantes d'assainissement		Scénario 1 $C_{bio} > 12\text{kg/t MS}$	Scénario 2 $12\text{kg/t MS} > C_{bio} > 6\text{kg/t MS}$	Scénario 3 $6\text{kg/t MS} > C_{bio} > 2.5\text{ kg/t MS}$
1	Status Quo : La décharge est laissée en l'état et les processus de décomposition s'atténuent progressivement au cours des 50 années suivantes.	La décharge est laissée en l'état. Les gaz de décharge produits s'échappent directement dans l'atmosphère.	La décharge est laissée en l'état. Les gaz de décharge produits s'échappent directement dans l'atmosphère.	Status Quo : La décharge est laissée en l'état. Les gaz de décharge produits s'échappent directement dans l'atmosphère.
2	Décontamination totale : La décharge est excavée, les déchets sont triés, transportés, traités et éliminés à l'extérieur. La partie combustible est valorisée thermiquement dans une UIOM, ce qui peut être valorisé l'est, et le reste des déchets est envoyé dans des décharges de surface suisses (type B et type E).	La décharge est excavée, avec éventuellement une augmentation des coûts d'élimination en raison de fortes pollutions.	La décharge est excavée.	Variante d'assainissement éventuellement non pertinente : comme les émissions de CH_4 dans cette zone de C_{bio} sont juste au-dessus ou déjà en dessous des critères climatologiques justifiant le passage à un traitement passif des gaz de décharge, le déblaiement de la décharge n'est guère plus proportionnel.
3	Aérobisation : Le corps de la décharge est activement aéré et les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz s'ils sont combustibles, et par oxydation catalytique s'ils ne sont plus combustibles par eux-mêmes).	Dans une première phase, les gaz de décharge sont captés et traités de manière traditionnelle (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz), puis ils sont aérobisés (aération à basse pression).	Ici, une installation d'aérobisation (aération à basse pression) est directement mise en place.	Vérifier dans quelle mesure une aérobisation est encore techniquement réalisable et conduit à une réduction significative des émissions de CH_4 et, en tenant compte des coûts, si elle est utile ou nécessaire pour la protection du climat.
4	Dégazage actif sans aérobisation : Le corps de la décharge est activement dégazé et les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz s'ils sont combustibles et par oxydation catalytique s'ils ne sont plus combustibles par eux-mêmes).	La décharge est activement dégazée : les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz s'ils sont combustibles et par oxydation catalytique s'ils ne sont plus combustibles par eux-mêmes). Aucune mesure d'aérobisation n'est prévue.	La décharge est activement dégazée : les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz s'ils sont combustibles et par oxydation catalytique s'ils ne sont plus combustibles par eux-mêmes). Aucune mesure d'aérobisation n'est prévue.	Vérifier si un dégazage actif de la décharge et un traitement par oxydation catalytique sont encore techniquement possibles et permettent une réduction significative des émissions de CH_4 et, en tenant compte des coûts, s'ils sont utiles ou nécessaires pour des raisons de protection du climat.

5. Effet à long terme des mesures

5.1.

Réduction des émissions de CO₂ -eq dues à l'équilibre des gaz

Selon la variante d'assainissement 1 (statu quo), les décharges émettent la totalité des gaz anaérobies dans l'atmosphère, à l'exception d'une oxydation du méthane (facteur d'oxydation OX) dans la couche superficielle du sol, qui n'est pas prise en compte dans nos modèles de décharges. Comme le CH₄ est nettement plus nocif pour le climat que le CO₂, la part de CH₄, est augmentée d'un facteur GWPC_{H4} = 28 par rapport à son effet de serre sur 100 ans. D'autres facteurs sont utilisés en fonction de la durée effective pour laquelle l'influence du CH₄ dans l'atmosphère est prise en compte.

Dès que des mesures techniques de dégazage sont prises, il faut tenir compte de leur efficacité. Dans les présentes études, les valeurs suivantes ont été prises en compte :

- Pour chaque t de CH₄, la combustion produit 2,75 t de CO₂. Le "global warming potential (GWP)" a été fixé, comme mentionné plus haut, à GWP_{CH4} = 28.
- Le taux de captage du gaz de décharge produit dans la décharge (EF%) a été estimé à 80% pour la variante d'assainissement 4 (captage du gaz avec torchage) et à 100% pour la variante 3 (aérobisation).
- L'efficacité de la torchère (AE%) a été supposée à 90% pour les deux variantes 3 et 4. Cela correspond également à la norme selon la publication de l'OFEV (cf. [32]) et de la CCNUCC). L'expérience montre toutefois que l'efficacité de la torchère peut être plus élevée ou qu'une combustion complète est possible.
- Pour l'oxydation du méthane (OX), on suppose une valeur de 0%. Si l'on néglige l'oxydation du méthane, une quantité plus importante de CH₄ est émise dans l'atmosphère avec le gaz de décharge qui s'échappe. On se trouve ainsi du côté le moins favorable pour l'établissement du bilan environnemental.

L'oxydation du méthane réduirait certes les émissions plus nocives de CH₄, mais entraînerait des émissions supplémentaires, moins nocives, de 2,75 t de CO₂ par t de CH₄.

- Le CO₂ d'origine fossile est inclus dans le calcul mais n'est pas pris en compte dans le bilan environnemental. Les émissions de CO₂ provenant de la décomposition du carbone biogénique ne font pas partie du bilan environnemental, car le CO₂ biogénique est défini comme "climatiquement neutre".

Sur la base de la quantité de gaz de décharge produite annuellement (t CH₄ + t CO₂)/a, déterminée à l'aide du modèle du GIEC (voir annexe A2), les émissions annuelles totales de CO₂ -eq/a ont été calculées ainsi :

Pour la variante d'assainissement 1 (statu quo) :

- $CO_2\text{-eq/a} = t\ CH_4/a * (GWP_{CH_4} - OX\% * (GWP_{CH_4} - 2.75)) + t\ CO_2/a$

Pour la variante d'assainissement 3 (aérobisation et torchage) et le scénario 4 (dégazage actif et torchage sans aérobisation) :

- $CO_2\text{-eq/a} = t\ CH_4/a * (EF\% * AF\% * 2.75 + (1 - (EF\% * AF\%)) * (1 - OX\%) * GWP_{CH_4} + OX\% * 2.75) + t\ CO_2/a$

Statu quo



Potentiel de réchauffement global GWP

5.1.1.

Effet des mesures sur une décharge selon le scénario 1

Pour le scénario 1, on a supposé une période de stockage des déchets urbains de 1980 à 2000, suivie d'une phase de suivi de 20 ans (cf. Figure 4-1). Les mesures d'assainissement prévues par les scénarios débutent donc en 2020. Les hypothèses de calcul décrites dans l'annexe A2 servent à déterminer la production de gaz de décharge. Par conséquent, selon le scénario 1, la part biodisponible de C_{bio} dans la décharge a diminué pour atteindre une valeur de 13,0 kg/t MS en 2020 et continuera de diminuer jusqu'à une valeur d'environ 2,4 kg C_{bio} /t MS en 2070 sans mesures techniques (voir Figure 5-1).

Décharge de déchets urbains plus récente avec $C_{bio} > 12$ kg/t MS

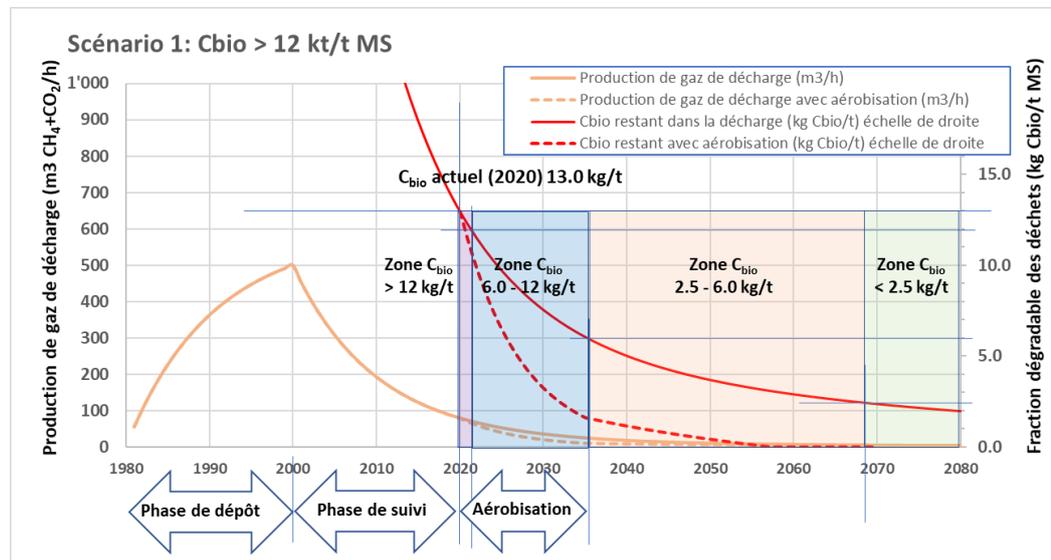


Figure 5-1 - Scénario 1 : À la clôture de la décharge en 2000, le C_{bio} était = 57.7 kg/t MS. Au début des mesures (20 ans après la fin de la décharge) en 2020, C_{bio} est encore de 13 kg/t MS et diminue en 15 ans à environ 1,6 kg/t MS en raison de l'aérobisation. A ce moment-là, la production de gaz de décharge s'élève à 79 m³/h ou 39,5 m³ CH₄/h.

Explication des résultats du scénario 1 :

Variante 1

(statu quo) L'objectif d'assainissement pour les émissions de CH₄ de la décharge est atteint en 2038 et est inférieur à l'objectif d'assainissement prédéfini de 10 m³ CH₄ /h (définition de l'objectif d'assainissement cf. 3.6.1). À cette date, la part biodisponible de C_{bio} dans la décharge s'élève encore à environ 5,4 kg C_{bio} /t MS. Sans mesures, la part de C_{bio} est nettement plus élevée que dans la variante d'assainissement 3 (aérobisation), ce qui nécessite, le cas échéant, un suivi et une surveillance supplémentaires.

Différences entre les variantes d'assainissement pour le scénario 1

Variante 3

L'aérobisation est pratiquée pendant 15 ans à partir de 2020. L'effet sur la dégradation aérobie accélérée du carbone biodisponible C_{bio} a été pris en compte avec une demi-vie estimée à $T_{1/2} = 5$ ans à partir de 2020 (tracé de la ligne rouge en pointillés en Figure 5-1). L'objectif d'assainissement est ici atteint au bout d'environ 10 ans, soit en 2030. A cette date, la part biodisponible de C_{bio} dans la décharge est encore d'environ 3,2 kg C_{bio} /t MS. Une fois l'aérobisation

Variante 4

terminée, C_{bio} représente encore 1,6 kg C_{bio} /t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 71'326 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).

Le dégazage actif et le torchage sont effectués sans aérobisation pendant 50 ans. La torchère n'entraîne aucune modification de la production de gaz par rapport à la variante 1 (statu quo). Comme pour la variante 1, l'objectif d'assainissement serait atteint dès 2038 environ. Une fois le torchage terminé en 2070, la part biodisponible de C_{bio} ne serait plus que de 2,4 kg CH_4 /t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 62'353 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).

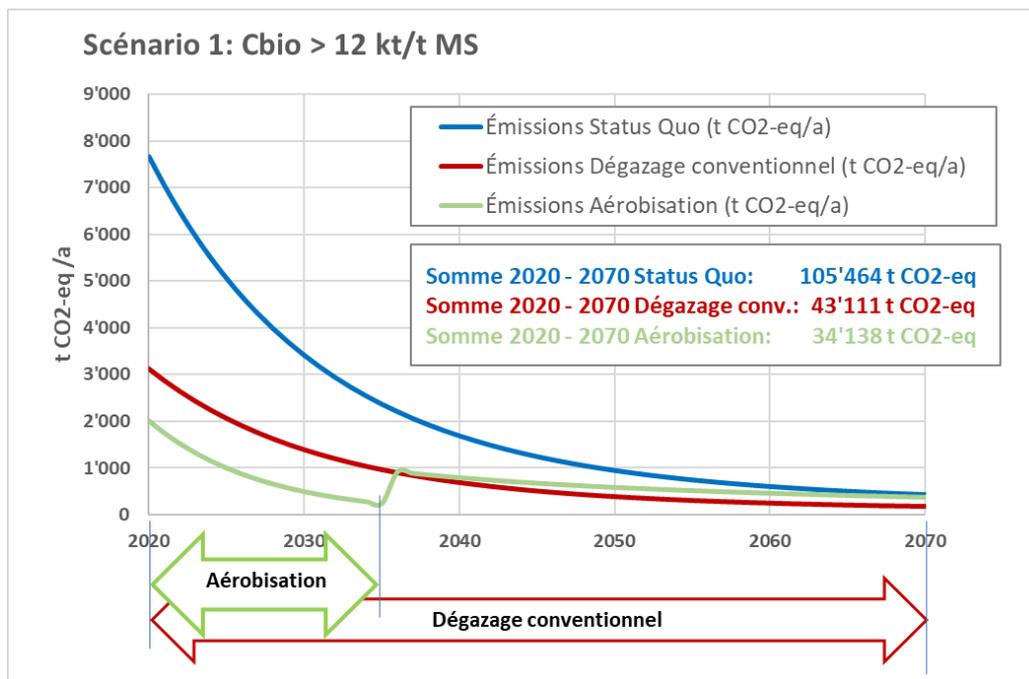


Figure 5-2: Effet à long terme des mesures sur les rejets de CO_2 -eq : Par rapport à la variante d'assainissement 1, la variante 3 (aérobisation) émet, 71'326 t de CO_2 -eq de moins dans l'atmosphère de manière cumulée sur 50 ans après le début des mesures. Dans la variante 4 (dégazage actif et torchage sans aérobisation), la réduction des émissions est de 62'353 t CO_2 -eq. Selon ce calcul, l'aération pendant 15 ans permet d'atteindre une réduction d'environ 70%. Dans la pratique de l'assainissement, on vise 80 à 90%. Comme la décharge redevient anaérobie à la fin de l'aérobisation et qu'aucun torchage n'est prévu durant cette phase, la variante d'assainissement 3 entraîne des émissions de CO_2 -eq légèrement plus élevées que la variante d'assainissement 4 à partir de 2038 environ.

5.1.2.

Effet des mesures sur une décharge selon le scénario 2

Pour le scénario 2, on a supposé une période de mise en décharge des déchets urbains de 1970 à 1990, suivie d'une phase de suivi de 30 ans. Les variantes d'assainissement prévues débutent donc en 2020, comme pour le scénario 1. Les hypothèses de calcul décrites à l'annexe A2 servent à déterminer la production de gaz de décharge. Par conséquent, selon le scénario 2, la part biodisponible de C_{bio} de la décharge a diminué jusqu'en 2020 pour atteindre une valeur de 7.5 kg/t MS et, sans mesures techniques, continuera à diminuer jusqu'en 2070 pour atteindre une valeur d'environ 2.0 kg C_{bio} /t MS (voir Figure 5-3).

Décharge de déchets urbains avec > 12 kg/t MS > C_{bio} > 6 kg/T MS

**Explication des résultats du scénario 2 :**

- Variante 1 (statu quo)** L'objectif d'assainissement pour les émissions de CH_4 de la décharge est atteint en 2028 et est inférieur aux 10 $m^3 CH_4/h$ prédéfinis. À cette date, la part biodisponible de C_{bio} dans la décharge est encore d'environ 5,4 kg C_{bio}/t MS et diminue jusqu'en 2070 pour atteindre une valeur d'environ 2,0 kg C_{bio}/t MS.
- Variante 3** L'aérobisation est pratiquée pendant 12 ans à partir de 2020. L'effet sur la dégradation aérobie accélérée du carbone biodisponible C_{bio} a été pris en compte avec une demi-vie estimée à $T_{1/2} = 5$ ans à partir de 2020 (tracé de la ligne rouge en pointillés en Figure 5-3). Dans ce cas, l'objectif d'assainissement serait déjà atteint après environ 4 ans, c'est-à-dire en 2024. La part biodisponible de C_{bio} dans la décharge est à ce moment-là d'environ 4,3 kg C_{bio}/t MS. Une fois l'aérobisation terminée, le C_{bio} atteint encore 1,4 kg C_{bio}/t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 35'106 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).
- Variante 4** Le dégazage actif et le torchage sont effectués sans aérobisation pendant 40 ans. Le torchage n'entraîne aucune modification de la production de gaz par rapport à la variante 1 (statu quo). Comme pour la variante 1, l'objectif d'assainissement serait atteint dès 2028 environ. Une fois le torchage terminé en 2060, la part biodisponible C_{bio} ne serait plus que de 2,4 kg CH_4/t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 30'271 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).

Différences entre les variantes d'assainissement pour le scénario 2

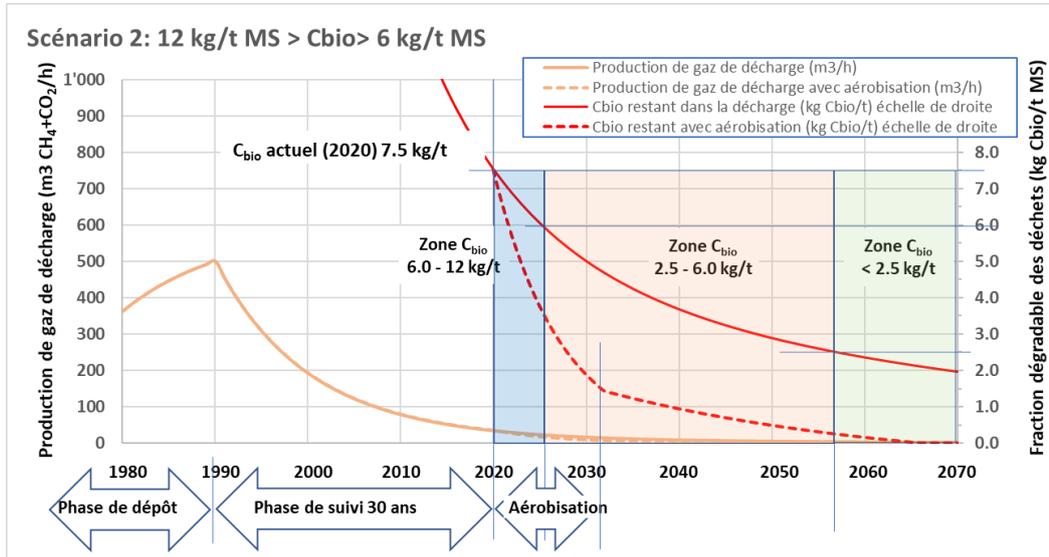


Figure 5-3 - Scénario 2 : À la fermeture de la décharge en 1990, le C_{bio} était = 57.7 kg/t MS. Au début des mesures (30 ans après la fermeture de la décharge) en 2020, C_{bio} est encore de 7,5 kg/t MS et diminue en 10 ans à environ 1,4 kg/t MS en raison de l'aérobisation. À ce moment-là, la production de gaz de décharge est de 35,2 m³/h ou 17,6 m³ CH₄/h.

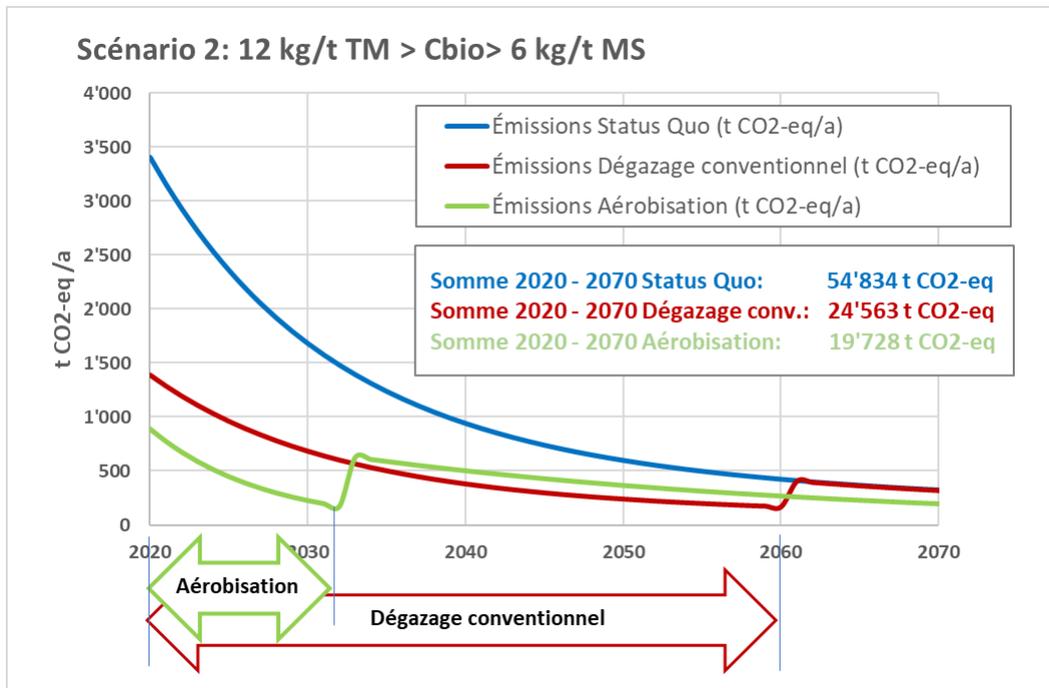


Figure 5-4 - Effet à long terme des mesures sur les émissions de CO₂-eq. Par rapport à la variante 1, la variante 3 (aérobisation) émet 35'106 tCO₂-eq de moins dans l'atmosphère, cumulées sur 50 ans après le début des mesures. Dans la variante 4 (dégazage actif et torchage sans aérobisation), la réduction des émissions est de 30'271 tCO₂-eq. Comme la décharge redevient anaérobie à la fin de l'aérobisation et qu'aucun torchage n'est prévu durant cette phase, les émissions de CO₂-eq sont légèrement plus élevées dans la variante d'assainissement 3 que dans la variante 4 jusqu'en 2060 environ.

5.1.3.

Effet des mesures sur une décharge selon le scénario 3

Pour le scénario 3, on a supposé une période de mise en décharge des déchets urbains de 1950 à 1970, suivie d'une phase de suivi de 50 ans. Les variantes d'assainissement débutent par conséquent en 2020, comme pour les scénarios 1 et 2. Les estimations de calcul décrites dans l'annexe A2 servent à déterminer la production de gaz de décharge. La part biodisponible de C_{bio} s'élève en 2020 à 3,7 kg/t MS.

Ancienne décharge de déchets urbains avec 6 kg/t de MS > C_{bio} > 2,5 kg/t de MS

**Explication des résultats du scénario 3 :**

Variante 1 (statu quo) L'objectif d'assainissement pour les émissions de CH_4 de la décharge a déjà été atteint 12 ans avant le début des mesures, c'est-à-dire en 2008, et est inférieur aux 10 m³ CH_4 /h prédéfinis. La part biodisponible de C_{bio} dans la décharge s'élève à cette date à environ 5,4 kg C_{bio} /t MS et diminue jusqu'en 2070 pour atteindre une valeur d'environ 1,4 kg C_{bio} /t MS. La part de C_{bio} en 2070 est dans ce cas environ 6 fois plus élevée que pour la variante d'assainissement 3 (aérobisation), ce qui nécessite le cas échéant un suivi et une surveillance supplémentaires.

Différences entre les variantes d'assainissement pour le scénario 3



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Variante 3 L'aérobisation est pratiquée pendant 10 ans à partir de 2020. L'effet sur la dégradation aérobie accélérée du carbone biodisponible C_{bio} a été pris en compte avec une demi-vie estimée à $T_{1/2} = 5$ ans à partir de 2020 (tracé de la ligne rouge en pointillés en Figure 5-5). Ici aussi, l'objectif d'assainissement a été atteint 12 ans avant le début de l'aérobisation, c'est-à-dire en 2008. La part biodisponible de C_{bio} dans la décharge était à ce moment-là d'environ 5,4 kg C_{bio} /t MS. Lors du démarrage de l'aérobisation, le C_{bio} était de 3,7 kg C_{bio} /t MS. Après la fin de l'aérobisation, le C_{bio} atteint encore 0,9 kg C_{bio} /t MS et diminue jusqu'en 2070 pour atteindre 0,24 kg C_{bio} /t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 14'765 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).

Variante 4 Le dégazage actif et le torchage sont effectués sans aérobisation pendant 30 ans. Le torchage n'entraîne aucune modification de la production de gaz par rapport à la variante 1 (statu quo). Comme pour la variante 1, l'objectif d'assainissement aurait été atteint dès 2008 environ. Après la fin du torchage en 2050, la part biodisponible de C_{bio} n'est plus que de 2,0 kg CH_4 /t MS et diminue jusqu'en 2070 pour atteindre 1,4 kg C_{bio} /t MS. Cumulées sur 50 ans après le début des mesures, les émissions dans l'atmosphère sont plus faibles de 11'032 t CO_2 -eq par rapport à la variante 1 (statu quo).

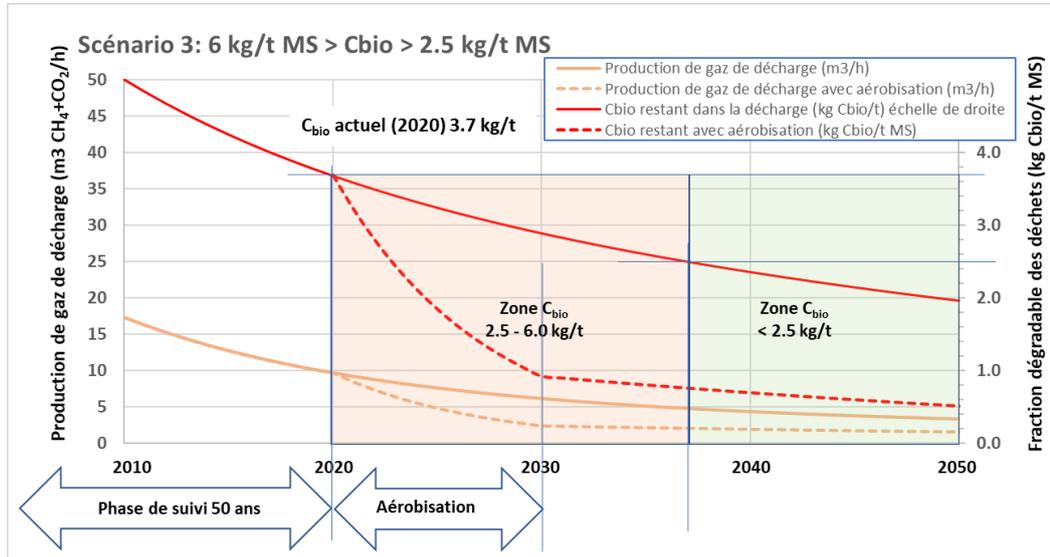


Figure 5-5 - Scénario 3 : À la fermeture de la décharge en 1970, le C_{bio} était = 57.7 kg/t MS. Au début des mesures (50 ans après la fin de la décharge) en 2020, C_{bio} est encore de 3,7 kg/t MS et diminue en 10 ans à environ 0,9 kg/t MS en raison de l'aérobisation. À ce moment-là, la production de gaz de décharge s'élève à 9,6 m³/h ou 4,8 m³ CH₄/h.

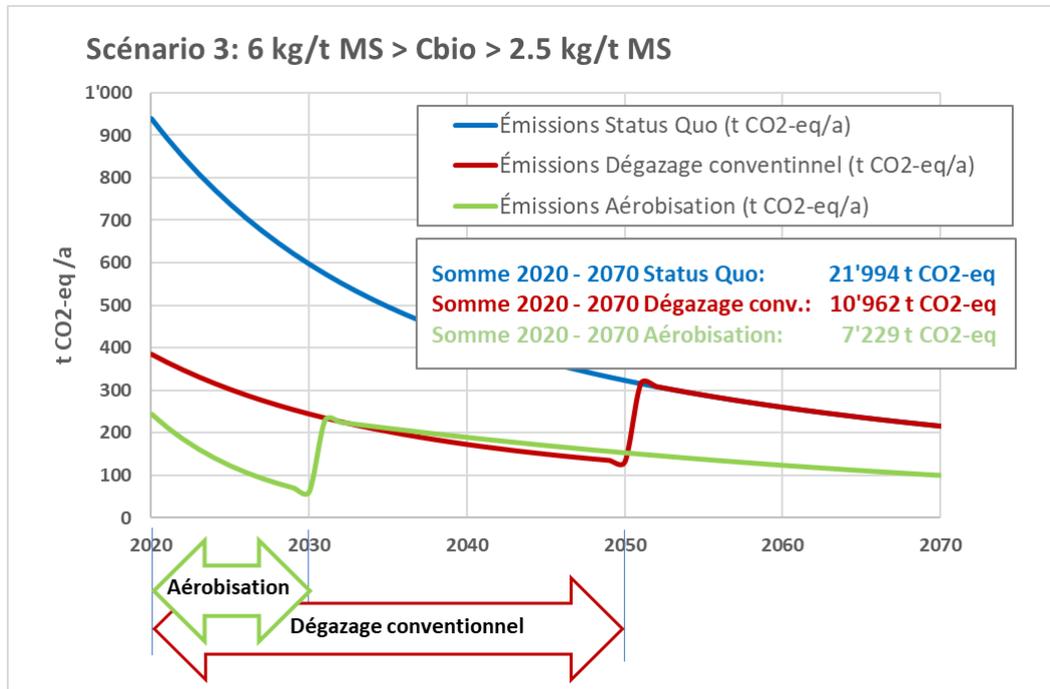


Figure 5-6 - Effet à long terme des mesures sur les rejets de CO₂-eq. Par rapport à la variante 1, la variante 3 (aérobisation) émet 14'265 t de CO₂-eq de moins dans l'atmosphère, cumulées sur 50 ans après le début des mesures. Dans la variante 4 (dégazage actif et torchage sans aérobisation), la réduction des émissions est de 11 032 t CO₂-eq. Comme aucun torchage n'est prévu après l'aérobisation, les émissions de CO₂-eq sont légèrement plus élevées dans la variante 3 que dans la variante 4 jusqu'en 2050 environ.

6. Estimations des coûts des variantes d'assainissement et des scénarios

6.1. Résultats de l'estimation des coûts

Le Tableau 6-1 présente le récapitulatif des coûts pour les variantes d'assainissement définies. Le calcul détaillé des coûts est documenté dans l'annexe A3. De même, les hypothèses relatives aux estimations de coûts sont décrites en détail dans l'annexe A3 pour chaque variante d'assainissement et ses scénarios. Pour toutes les variantes d'assainissement, les coûts ont été calculés sur un horizon temporel constant de 50 ans à partir du début des mesures.

Compilation



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

Tableau 6-1 - Aperçu de l'estimation des coûts pour les 4 variantes (selon annexe A3 en CHF arrondis)

	Variante 1 Status Quo	Variante 2 Total- dekontamination	Variante 3 Aerobisierung	Variante 4 herkömmliche Gaserfassung
Bau- und Unterhaltskosten gemäss detaillierter Zusammenstellung	CHF 2'903'250	CHF 91'608'550	CHF 5'889'560	CHF 7'577'000
Unvorhergesehenes 10 %	CHF 290'325	CHF 9'160'855	CHF 588'956	CHF 757'700
Gesamtsumme (netto)	CHF 3'193'575	CHF 100'769'405	CHF 6'478'516	CHF 8'334'700
Gesamtsumme (inkl. MWSt.)	CHF 3'439'480	CHF 108'528'649	CHF 6'977'362	CHF 8'976'472
Gesamtsumme (ca. gerundet)	CHF 3'500'000	CHF 108'600'000	CHF 7'000'000	CHF 9'000'000
Bemerkungen zu den Varianten: - Szenario 1: $C_{bb} > 12 \text{ kg/t TM}$ - Szenario 2: $12 \text{ kg/t TM} > C_{bb} > 6 \text{ kg/t TM}$ - Szenario 3: $6 \text{ kg/t TM} > C_{bb} > 2.5 \text{ kg/t TM}$	Kosten unabhängig der Szenarien 1, 2 und 3	Kosten unabhängig der Szenarien 1, 2 und 3	variiert zwischen CHF 7.0.-- Mio. (Sz. 1), CHF 6.7.-- Mio (Sz. 2) und CHF 6.3.-- Mio (Sz. 3)	variiert zwischen CHF 9.0.-- Mio. (Sz. 1), CHF 8.3.-- Mio (Sz. 2) und CHF 7.3.-- Mio (Sz. 3)

Comme on pouvait s'y attendre, la variante 1 (statu quo), dans laquelle aucune mesure technique supplémentaire n'est prévue en plus du suivi normal, engendre les coûts les plus faibles (environ 3,5 millions de CHF). Dans le cas du statu quo, il convient toutefois de souligner que les travaux d'entretien peuvent durer plus longtemps que la période considérée de 50 ans et que des coûts plus élevés sont donc possibles.

Interprétation

Les variantes d'assainissement 3 (aérobisation) et 4 (captage conventionnel des gaz), estimées respectivement à environ 7,0 et 9,0 millions de CHF, coûtent environ deux fois plus cher que l'entretien traditionnel de la décharge avec le statu quo.

Le coût de l'aérobisation est à peu près égal ou légèrement inférieur à celui d'un captage de gaz traditionnel, car ce dernier implique également des coûts de renouvellement importants en raison de sa longue durée de fonctionnement.

Pour la variante d'assainissement 2 (assainissement totale par déblaiement), il faut compter environ 108,6 millions de CHF.

Pour les variantes 3 (aérobisation) et 4 (captage conventionnel des gaz), les coûts diffèrent en fonction des scénarios définis, essentiellement en

Différencier les scénarios

raison des différences de teneur en C_{bio} et des différences de durée d'exploitation et de besoins énergétiques qui en résultent. L'écart de coût est d'environ 15% à 20% entre le scénario le plus cher et le scénario 3, le moins cher, présentant la plus faible teneur en carbone biodisponible C_{bio} .

Il ne ressort aucune différence de coût entre les scénarios 1 (statu quo) et 2 (décontamination totale).

6.2. Indications et interprétation

Le calcul approximatif des coûts indique que :

- Les coûts d'investissement pour les deux variantes de captage de gaz ou d'aérobisation ne sont pas très différents, car les dépenses techniques supplémentaires pour l'aération de la décharge (entre autres, compresseur d'aération dans la station de compression de gaz, surveillance de la température, système à deux circuits pour les conduites de gaz) sont relativement faibles.
- Les coûts d'exploitation et d'entretien ainsi que la consommation d'énergie par année d'exploitation sont certes plus élevés pour l'aération des décharges, mais la période d'exploitation est nettement plus courte pour obtenir le même taux de conversion du carbone qu'avec le captage et le traitement des gaz traditionnels.
- Ce raccourcissement de la durée des mesures d'assainissement a pour conséquence que l'aérobisation n'est pas plus coûteuse que le captage et le traitement traditionnels des gaz, mais qu'elle offre même, selon toute probabilité, un potentiel d'économie. Cette réduction des coûts est encore plus marquée sur la période de traitement si l'on tient compte des investissements d'assainissement importants liés au vieillissement et à l'usure dans le cas du captage et du traitement des gaz traditionnels.
- L'aération des décharges montre des potentiels considérables d'évitement des émissions, pour la protection du climat. En théorie, de tels potentiels d'évitement des émissions sont également possibles avec le captage et le traitement traditionnels des gaz, mais il faut ici tenir compte de la longue période de traitement et du taux de captage des gaz généralement plus faible que pour l'aération des décharges.
- Les émissions secondaires dues à la consommation d'électricité sont relativement faibles et se situent plutôt dans la zone < 2% du potentiel d'évitement des émissions.
- Par rapport au démantèlement de la décharge en tant que décontamination totale, pour lequel il faut compter avec des coûts de l'ordre de 100 millions de CHF, les variantes d'assainissement consistant en l'aération de la décharge et le captage et le traitement traditionnels des gaz sont nettement moins coûteuses.

Il convient de noter qu'il s'agit d'une estimation approximative des coûts et que toutes les estimations de coûts doivent être adaptées en fonction des conditions générales de la décharge et de la mise en œuvre concrète des mesures d'assainissement. Néanmoins, cette estimation des coûts donne une indication sur l'évolution des coûts sur une période d'observation plus longue, qui devrait être choisie pour les décharges en vue du suivi et de la surveillance.

Interprétation
Coûts



Estimation ap-
proximative

6.3.**Considérations de sensibilité pour l'estimation des coûts**

Toutes les données relatives aux coûts sont soumises à des incertitudes considérables :

- Chaque ancienne décharge présente des particularités spécifiques qui peuvent s'écarter sensiblement des conditions limites choisies pour le modèle de décharge.
- Les prix du marché sont soumis à des fluctuations plus importantes, ce qui est particulièrement pertinent dans ce cas pour les longues périodes d'observation.

C'est pourquoi nous insistons une nouvelle fois sur l'utilité des investigations préalables, ainsi que de la planification et du dimensionnement au cas par cas des variantes d'assainissement, en particulier pour les mesures d'aérobisation.

*Considérations
de sensibilité*



carbotech Umweltprojekte und Beratung

7. Impact sur l'environnement

Dans le cadre de ce projet, l'impact environnemental des différentes variantes d'assainissement a été modélisé à l'aide de la méthode de l'analyse du cycle de vie (ACV). L'analyse du cycle de vie ou écobilan est aujourd'hui reconnue comme la méthode la plus complète et la plus pertinente pour évaluer l'impact environnemental de processus, de produits, de services ou d'organisations entières. L'analyse du cycle de vie consiste à mesurer les émissions dans le sol, l'eau et l'air ainsi que les besoins en ressources tout au long du cycle de vie, voir la Figure 7-1. Les effets sur l'environnement sont ensuite calculés et peuvent ensuite être pondérés pour obtenir un indicateur, voir la Figure 7-2.

Analyse du cycle de vie

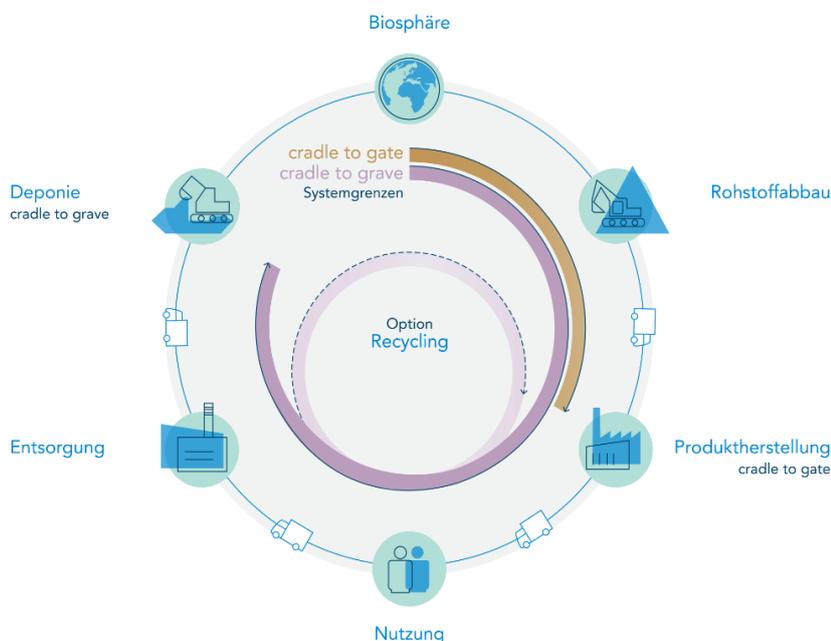


Figure 7-1 - L'écobilan ou l'analyse du cycle de vie considère l'ensemble du cycle de vie du système étudié.

7.1.

Procédure

La procédure est essentiellement basée sur la norme ISO 14'040/44⁴ et comprend les étapes suivantes, voir aussi la Figure 7-2:

ISO 14'040

1. Définition de l'objectif et du cadre d'investigation (conditions générales)
2. Saisie des flux de matières et d'énergie pertinents ainsi que des besoins en ressources (bilan matériel ou inventaire)
3. Déterminer les effets sur l'environnement (évaluation de l'impact)
4. Interprétation des impacts environnementaux sur la base des objectifs (évaluation)

⁴ ISO 14040. (2006). Environmental management-Life cycle assessment-Requirements and guidelines. Genève, Suisse. ISO 14044. (2006). Gestion de l'environnement - Évaluation du cycle de vie - Principes et cadre. Genève.

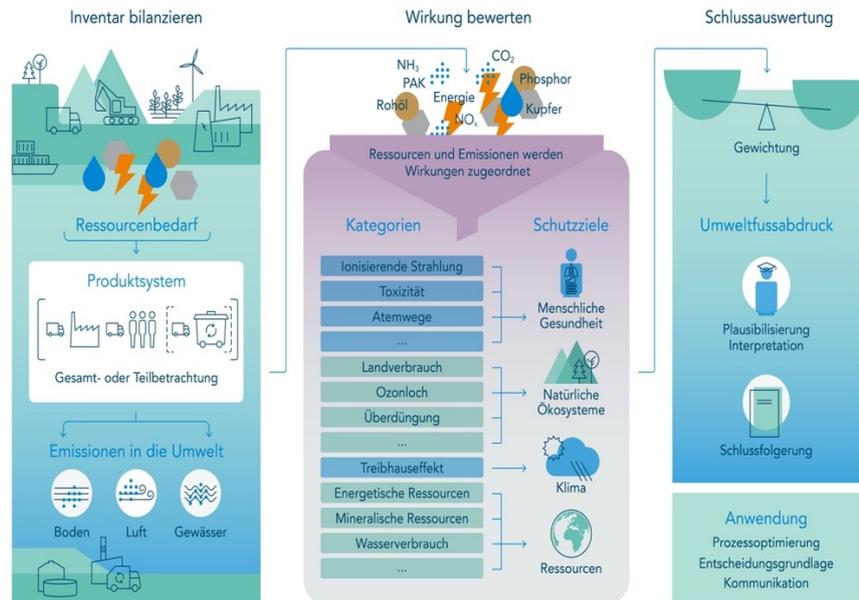


Figure 7-2 - Fonctionnement schématique de l'analyse du cycle de vie.

7.2. Objectif et conditions générales

La définition des systèmes à étudier et à comparer a été établie lors de deux ateliers en présence du mandant, de différents cantons et de l'équipe de planification. Ils correspondent aux scénarios et variantes présentés au chapitre 4.4. La base de comparaison (unité fonctionnelle) de l'écobilan est un exemple de décharge de déchets urbains sur une période de 50 ans à partir du début de l'assainissement. Les limites du système comprennent tous les processus directs et indirects pertinents nécessaires à l'assainissement ainsi que leurs processus en amont et en aval. C'est-à-dire que l'on ne considère pas seulement, par exemple, les émissions des machines de construction ou des transports, mais aussi la mise à disposition des carburants, la fabrication des machines et des infrastructures, comme les routes, ainsi que la mise à disposition et, au besoin, l'élimination des matériaux nécessaires.

Base de comparaison

7.2.1. Bilan matériel ou inventaire

Le bilan matériel consiste à concevoir un modèle pour le système faisant l'objet de l'inventaire et à enregistrer les flux d'énergie et de matières des processus qui y sont liés. Ceux-ci comprennent :

Flux d'énergie et de matières

- Les relations d'un processus avec d'autres processus de la technosphère, comme par exemple la quantité de matières premières et de matériaux auxiliaires nécessaires, les besoins en énergie, les transports et les systèmes de valorisation ou d'élimination.
- Les relations d'un processus avec son environnement naturel de l'écosphère, comme par exemple les besoins en ressources (énergies fossiles, ressources terrestres, etc.) et les émissions (CO₂, COV, méthane, oxydes d'azote et autres).

Afin de calculer les flux de matières et d'énergie des processus en amont, tels que la production de matériaux ou la mise à disposition de sources d'énergie, les grandeurs du système telles que les flux de quantités ainsi que

Processus en amont

les dépenses énergétiques, les besoins en matériaux auxiliaires et les transports de toutes les activités, etc. sont associées à des données provenant de bases de données d'écobilans. Les grandeurs du système sont appelées données de premier plan. Celles-ci ont été mises à disposition par le partenaire de projet Sieber Cassina + Partner AG, voir également le chapitre 6 et annexe A4 (Bases du bilan CO₂).

Les données issues des bases de données d'ACV sont appelées données de référence. La base de données de fond DETEC:2018 a été utilisée à cet effet, car elle est soutenue et recommandée par l'OFEV.

Le bilan matériel ainsi que les impacts environnementaux et leur évaluation ont été réalisés à l'aide du logiciel d'écobilan SimaPro V9⁵ a été calculé.

7.2.2.

Impact sur l'environnement (bilan des effets) et évaluation

Les différents impacts sur l'environnement, tels que les dommages à la santé humaine ou aux écosystèmes, les effets sur le climat, les prélèvements de ressources, etc. ont été calculés, mais ne sont pas présentés dans le rapport pour des raisons de clarté et de compréhension. Seuls les impacts sur le climat ont été présentés séparément en raison de leur pertinence :

Bilan climatique selon le GIEC 2021

Le bilan climatique selon le GIEC (2021) évalue uniquement les émissions ayant un impact sur le climat. Celles-ci sont converties en équivalents CO₂ en fonction de leur potentiel de gaz à effet de serre. Cette méthode est la norme pour les bilans climatiques.

La méthode suivante a été utilisée pour évaluer la multitude d'impacts environnementaux :

Méthode de la saturation écologique (UCE 2021)

La méthode de la saturation écologique (cf. [34] 2021) a été développée dans le but de regrouper les différents impacts environnementaux (notamment les émissions de gaz à effet de serre, les autres polluants atmosphériques, les émissions d'acidification, la consommation de ressources non renouvelables, les émissions dans l'eau et le sol, etc.) en un seul paramètre (unités de charge environnementale [UCE]). Plus l'impact environnemental du système étudié est important, plus son évaluation génère d'unités de charge environnementale. Cette méthode a été développée en permanence depuis les années 1980 avec le soutien de l'Office fédéral de l'environnement. Cette méthode a été choisie d'une part parce qu'elle permet d'évaluer la situation environnementale actuelle par rapport aux objectifs environnementaux de la politique environnementale suisse et qu'elle est donc largement acceptée en termes de valeurs. Une autre raison était que cette méthode est très complète - elle couvre une large palette d'impacts environnementaux - et évalue tous les aspects environnementaux importants dans cet écobilan, tels que les émissions dans l'air, l'eau et le sol, ainsi que la consommation en ressources énergétiques et matérielles.

Il convient de noter que l'étude n'est pas entièrement conforme à la norme ISO 14'040ff en ce qui concerne l'utilisation de méthodes d'agrégation globale, comme la méthode de la saturation écologique, mais va au-delà. Cette norme interdit l'utilisation de méthodes d'agrégation globale pour les

Données de base

Logiciel

Bilan climatique GIEC 2021

Bilan climatique selon le GIEC

Méthodes

Méthode de la saturation écologique



⁵ PRé Consultants. (2021). SimaPro 9 (version 9.3.0). PRé Consultants.

études comparatives destinées au public. Toutefois, l'utilisation de telles méthodes est conforme aux recommandations de l'OFEV⁶. De plus, les experts internationaux reconnaissent de plus en plus la nécessité d'utiliser de telles méthodes afin d'obtenir des résultats pertinents qui ne soient pas subjectifs (cf. [33]). C'est pour ces raisons que de telles méthodes ont été utilisées dans cette étude.

7.3.

Cadre spécifique au projet

Les principaux paramètres du projet ont été définis par le partenaire de projet (cf. annexe A4). Il s'agit notamment des émissions directes de gaz par variante et par scénario, des dépenses liées à l'installation et au démontage de l'installation de dégazage, y compris tous les travaux préparatoires et ultérieurs, ainsi que des dépenses liées à l'exploitation.

Comme la décharge est supprimée dans la variante 2 (décontamination totale), cette variante ne génère pas d'autres pollutions environnementales spécifiques à la décharge pour les 50 années restantes. Pour cette raison, les émissions de la décharge ont été prises en compte pour les variantes 1, 3 et 4 sur les années restantes. Pour ce faire, l'inventaire de référence correspondant pour les décharges a été adapté. Les émissions atmosphériques ayant un impact sur le climat y ont été supprimées, car elles sont déjà prises en compte par ailleurs. En outre, il a été tenu compte du fait que, selon le scénario, une partie des émissions par voie aqueuse se sont déjà produites. Concrètement, l'inventaire du DETEC part du principe que des émissions via des stations d'épuration des eaux usées se produiront en l'espace de 100 ans. Celles-ci ont été adaptées de manière linéaire sur ces 100 ans. Cela signifie par exemple pour le scénario 1 que seulement 20 % des émissions pertinentes pour les eaux ont eu lieu jusqu'au moment de l'assainissement – les 80% restants sont donc encore émis dans les variantes 1, 3 et 4, alors que plus aucune émission n'a lieu dans la variante 2 (décontamination de la vallée). Dans la réalité, il faut plutôt s'attendre à une diminution exponentielle des émissions de lixiviats. Ainsi, les émissions de lixiviats ont tendance à être surestimées.

L'élimination des déchets dans des décharges externes a été représentée par les inventaires de référence correspondant pour les décharges. Pour l'élimination des déchets dans les UIOM, la récupération d'énergie a été prise en compte. En d'autres termes, il a été tenu compte du fait que l'incinération des matériaux de décharge permet de produire de l'énergie (électricité et chaleur) qui remplace l'énergie produite par ailleurs. Cette approche est justifiée par le fait que les autres variantes ne comportent pas de valorisation thermique de l'énergie contenue dans les déchets, ou que celle-ci ne peut pas être utilisée. Il a été tenu compte du fait que les processus de décomposition réalisés jusqu'à présent ont réduit la part de COD et que, par conséquent, la quantité d'énergie pouvant être récupérée à partir des déchets mis en décharge est plus faible que si les déchets municipaux frais étaient incinérés. Ce facteur a été calculé à partir du rapport entre la part initiale de COD et la part de COD par variante. Concrètement, ces facteurs sont de 54 % pour le scénario 1, de 52,3 % pour le scénario 2 et de 51,1 % pour le scénario 3.

Émissions de gaz par variante et par scénario

Inventaire Sanitary Landfill

Récupération d'énergie prise en compte



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

⁶ Cf. les réponses aux FAQ 2.1.17, 2.1.18, 2.2.2 et 2.2.3 dans l'étude Facteurs écologiques Suisse 2021 selon la méthode de la rareté écologique.

Le forage des puits de gaz pour les variantes 3 et 4 a été évalué par le biais de l'inventaire pour un forage de pompes à chaleur géothermiques. Pour ce faire, toutes les dépenses ont été extrapolées de manière linéaire sur la base du volume de l'excavation (le fluide frigorigène a été négligé).

Enfin, on a supposé que l'infrastructure initiale de la décharge était la même pour tous les scénarios et pouvait donc être exclue de la comparaison.

*Forages Puits
de gaz*

*Infrastructure
de décharge
exclue*



7.4. Résultats sur l'impact environnemental

7.4.1. Impact environnemental des variantes par scénario

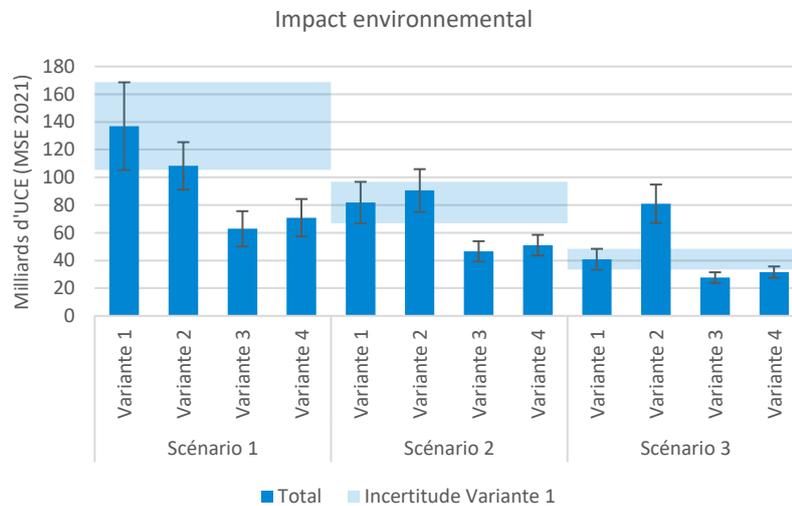


Figure 7-3 - Impact environnemental des scénarios et variantes étudiés selon la méthode de la saturation écologique (UCE) 2021

Les résultats concernant l'impact environnemental total obtenus à l'aide de la méthode de la saturation écologique 2021 varient fortement selon les scénarios. En principe, l'impact environnemental diminue avec l'âge de la décharge, en raison de la teneur plus faible en C_{bio} . Cette relation est la plus évidente dans la variante 1 (statu quo). La plus petite différence est liée à l'âge de la décharge dans la variante 2 (décontamination totale). Cela s'explique par le fait que la teneur en carbone biogène n'est pas pertinente pour l'incinération dans l'UIOM, contrairement au carbone fossile dans la décharge, qui ne varie pas avec l'âge de la décharge.

*La pollution
environnementale
diminue
avec l'âge de
la décharge*

La variante 2 (décontamination totale) présente un impact environnemental comparable ou pire que la variante 1 (statu quo) dans tous les scénarios.

*Variante 2 pire
option*

La variante 3 (aérobisation) et la variante 4 (dégazage actif) présentent les impacts environnementaux les plus faibles au sein du même scénario, la variante 3 ayant tendance à être plus performante que la variante 4. Dans le scénario 3, seule l'aérobisation présente toutefois un impact environnemental nettement supérieur au statu quo, tandis que le dégazage actif se situe dans la zone d'incertitude. Inversement, on peut dire que les variantes 3 et 4 ne sont certainement pas moins performantes que la variante 1 ou la variante 2, quelle que soit la variante.

*La variante 3
est la meilleure*

7.4.2.

Contributions des processus à la pollution de l'environnement

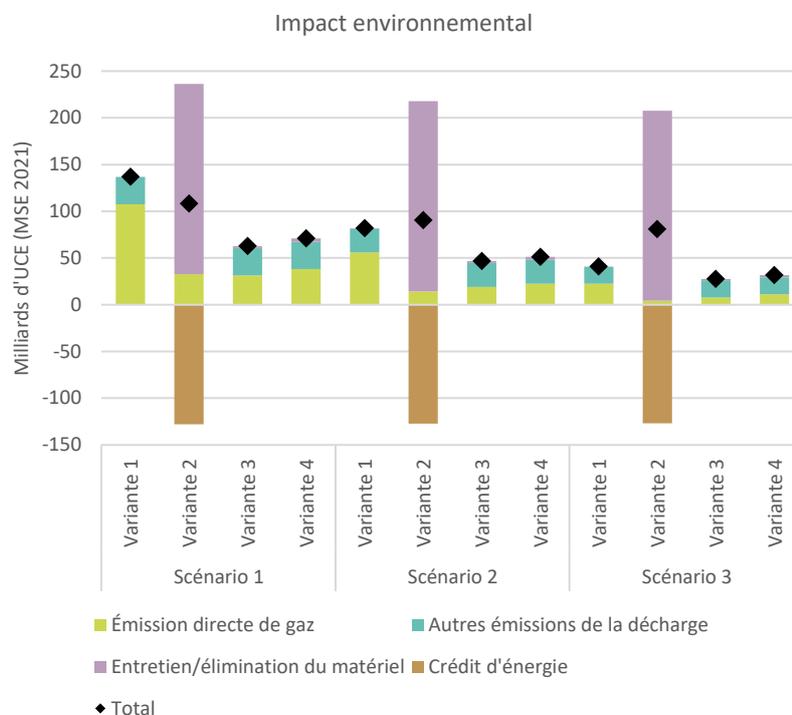


Figure 7-4 - Contributions des processus à la pollution environnementale selon la méthode de la saturation écologique 2021

Pour la plupart des scénarios et des variantes, les émissions directes de gaz représentent la plus grande contribution à la pollution environnementale. C'est notamment le cas de la variante 1 (statu quo), dans laquelle la plus grande partie du carbone biogénique s'échappe sous forme de méthane, alors que les dépenses d'entretien sont minimales.

Dans les variantes qui impliquent un suivi de la décharge, les autres émissions issues de la décharge contribuent en outre à la pollution de l'environnement. Il s'agit principalement d'émissions de nitrates et d'ammonium dans les eaux.

En comparaison, l'entretien des décharges joue un rôle secondaire. Même dans le scénario 3, variante 4, les émissions directes de gaz de décharge contribuent plus de deux fois plus à la pollution environnementale que l'ensemble des dépenses liées aux mesures techniques (installation, exploitation et élimination des captages de gaz). La grande exception à cette règle est la variante 2, où l'élimination des matériaux contribue de manière déterminante à la pollution environnementale :

Le transport des déchets vers l'UIOM et les décharges (hypothèse de 50 km) génère à lui seul une pollution environnementale du même ordre de grandeur qu'une installation de dégazage dans les variantes 3 et 4. La plus grande partie de la pollution environnementale dans la variante 2 est cependant due à l'incinération ultérieure des déchets en UIOM (voir aussi la Figure 7-5) malgré le fait qu'une grande partie de cette pollution environnementale est compensée par les gains énergétiques.

Émissions directes de gaz pertinentes

Entretien/élimination des matériaux Mesures d'assainissement peu importantes

Variante 2 Transport dans une UIOM déterminant

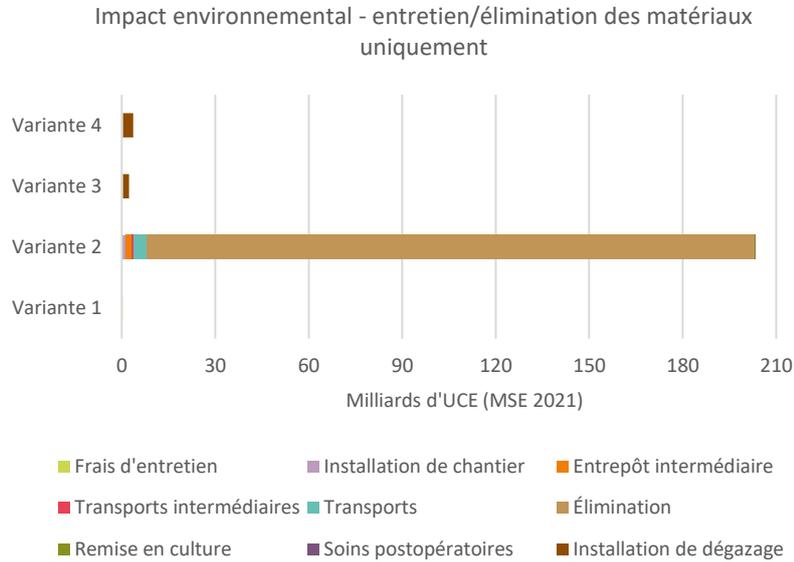


Figure 7-5 - Répartition des contributions à l'entretien (y compris l'élimination des matériaux) pour le scénario 1 selon la méthode de la pénurie écologique 2021, sans gain énergétique

Dans les variantes 3 et 4, c'est l'installation de dégazage qui contribue le plus à la pollution environnementale. La plus grande part revient au matériel et au forage des puits de gaz, suivi de la consommation d'électricité pour l'exploitation de la station de collecte de gaz. Dans le cas du stockage intermédiaire (en orange) de la variante 2, c'est la couche de bitume qui est responsable de la majeure partie de la pollution environnementale.

Pollution de l'environnement Installation de dégazage

Dans la Figure 7-5 seul le scénario 1 est représenté. Les différences concernant les dépenses d'entretien (représentées en vert) entre les scénarios ne diffèrent que pour les besoins en électricité de l'installation de dégazage.

7.4.3. Impact climatique des variantes par scénario

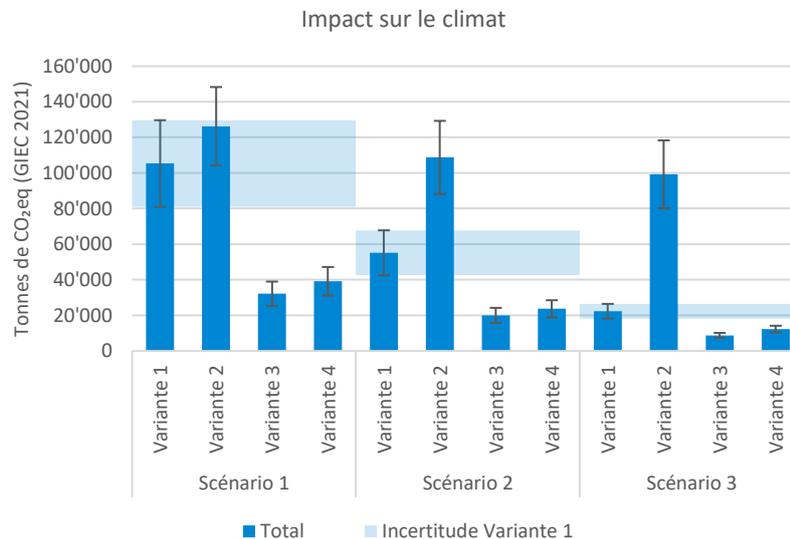


Figure 7-6 - Impact climatique des scénarios et variantes étudiés selon la méthode GIEC 2021

L'analyse de l'impact climatique selon le GIEC 2021 donne des résultats similaires à l'analyse précédente avec la méthode de la sobriété écologique. Toutefois, les différences entre les différents scénarios et variantes sont désormais encore plus marquées.

Du point de vue de l'impact sur le climat, la décontamination totale est désormais une solution significativement moins bonne que le statu quo pour la plupart des scénarios (pour le scénario 1, la décontamination totale se situe encore dans la zone d'incertitude). Cela s'explique principalement par le fait que l'incinération dans une UIOM rejette également les composants fossiles de la décharge dans l'air, alors que cela n'est principalement le cas que pour la partie biogène lors de la décomposition dans la décharge.

Pour le scénario 1 - décharge datant de 20 ans après sa clôture - les variantes 3 et 4 affichent des économies significatives. Ainsi, par rapport au statu quo, l'aérobisation permet d'économiser environ 73'200 tonnes de CO₂. Avec le dégazage actif, il s'agit également d'environ 66'100 tonnes de CO₂.

Dans le scénario 2, ces économies sont déjà nettement plus faibles. Pour l'aérobisation, il s'agit encore de 35'200 tonnes de CO₂, et pour le dégazage actif, de 31'500 tonnes de CO₂. Dans le scénario 3, ces économies ne sont plus que de 13'600 tonnes de CO₂ pour l'aérobisation et de 10'000 tonnes de CO₂ pour le dégazage actif.

Analyse de la charge climatique selon le GIEC
Résultats similaires



Scénario 1 du GIEC

Scénario 2 du GIEC

7.4.4.

Contributions des processus à l'impact sur le climat

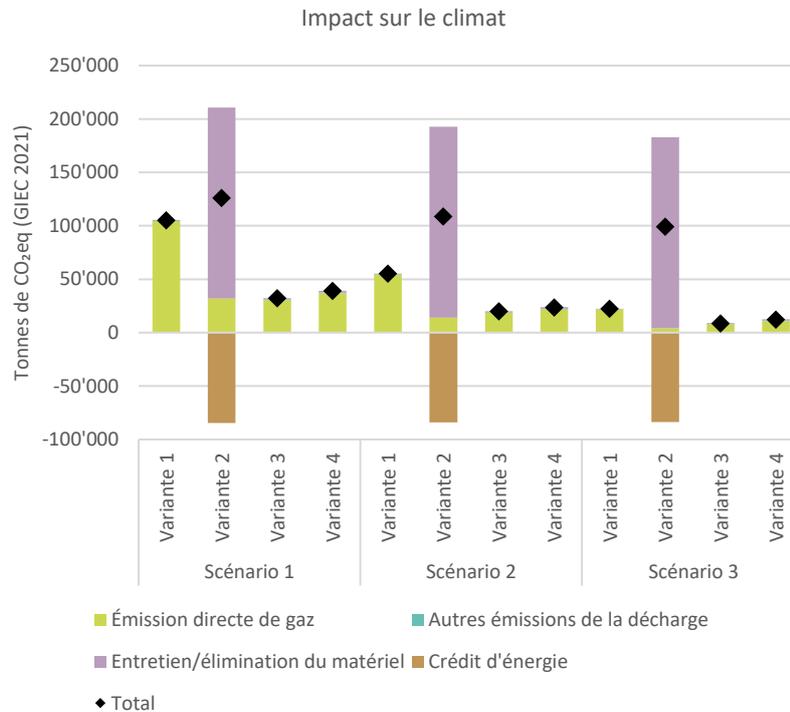


Figure 7-7 - Contributions des processus à l'impact climatique selon la méthode GIEC 2021

Dans la plupart des scénarios et des variantes, les émissions directes de gaz de décharge sont responsables de la majeure partie de l'impact climatique (4 100 à 104 500 t CO₂-eq). Les autres émissions issues de la décharge ne jouent aucun rôle, car il s'agit principalement d'émissions dans les eaux, qui ont par conséquent peu d'impact sur le climat (450 à 730 t CO₂-eq). Les mesures techniques ne jouent qu'un rôle secondaire dans les variantes 1, 3 et 4 (120 à 1 500 t CO₂-eq).

Dans la variante 2, en revanche, les mesures techniques (part principale de l'élimination des déchets) sont de loin responsables de la plus grande partie de l'impact climatique.

Les émissions de gaz de décharge sont déterminantes

Part pour la variante 2



Impact sur le climat - entretien/élimination des matériaux uniquement

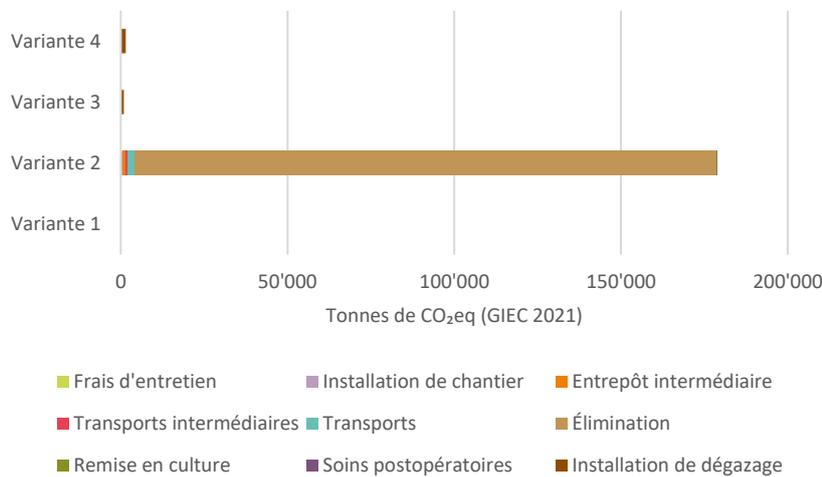


Figure 7-8- Répartition des contributions à l'entretien (y compris l'élimination des matériaux) pour le scénario 1 selon la méthode GIEC 2021, sans gain énergétique

Avec 174'600 tonnes de CO₂-eq, c'est l'élimination des déchets qui contribue le plus à l'impact climatique dans la variante 2. La quasi-totalité de cette contribution provient des 20 % incinérés en UIOM, tandis que l'élimination des 80 % restants dans la désorption thermique ou dans les décharges de type B et E n'a guère d'impact sur le climat. Ici aussi, le gain énergétique (-83 800 à -84 500 t CO₂ eq) ne permet de compenser qu'à peine la moitié des émissions dues à l'incinération des déchets dans une UIOM. Les transports vers les UIOM et les décharges sont responsables ensemble d'environ 2'100 tonnes de CO₂-eq.

Élimination des déchets - une part importante de l'impact sur le climat

Dans les variantes 3 et 4, l'installation de dégazage contribue au réchauffement climatique avec respectivement 720 et 1'300 t CO₂-eq. Les autres processus des mesures techniques, tels que l'entretien, l'installation du chantier, le suivi, etc. génèrent chacun moins de 230 t CO₂-eq d'émissions de gaz à effet de serre.

Part de l'installation de dégazage pour les variantes 3 et 4

7.4.5. Estimation de l'incertitude

La modélisation d'un système aussi vaste et complexe, comme c'est généralement le cas pour les écobilans, comporte toujours des incertitudes. Afin de vérifier la pertinence de l'analyse, l'incertitude des résultats a été déterminée par un calcul d'erreur. La méthode d'analyse de Monte Carlo a été utilisée à

Calcul des erreurs

cet effet. Les résultats sont calculés jusqu'à 10'000 fois en partant de différentes valeurs. Les valeurs de départ sont alors fixées de manière aléatoire à l'aide de distributions de probabilité, lesquelles reflètent l'imprécision des données.

L'incertitude qui en découle pour les différentes variantes se situe - selon la méthode d'évaluation et la variante - dans une fourchette de $\pm 20\%$. En nous basant sur ces analyses, nous avons introduit la barre d'incertitude bleue dans les graphiques afin de visualiser ces estimations de l'incertitude.

La variante 3 donne des résultats significativement meilleurs que la variante de référence Status Quo dans tous les scénarios. La variante 4 donne de meilleurs résultats que la variante de référence dans les scénarios 1 et 2, mais cette différence n'est plus significative dans le scénario 3. Entre la variante 3 et la variante 4, la différence n'est pas significative, sauf dans le scénario 3, où la variante 3 donne de moins bons résultats que la variante 4.

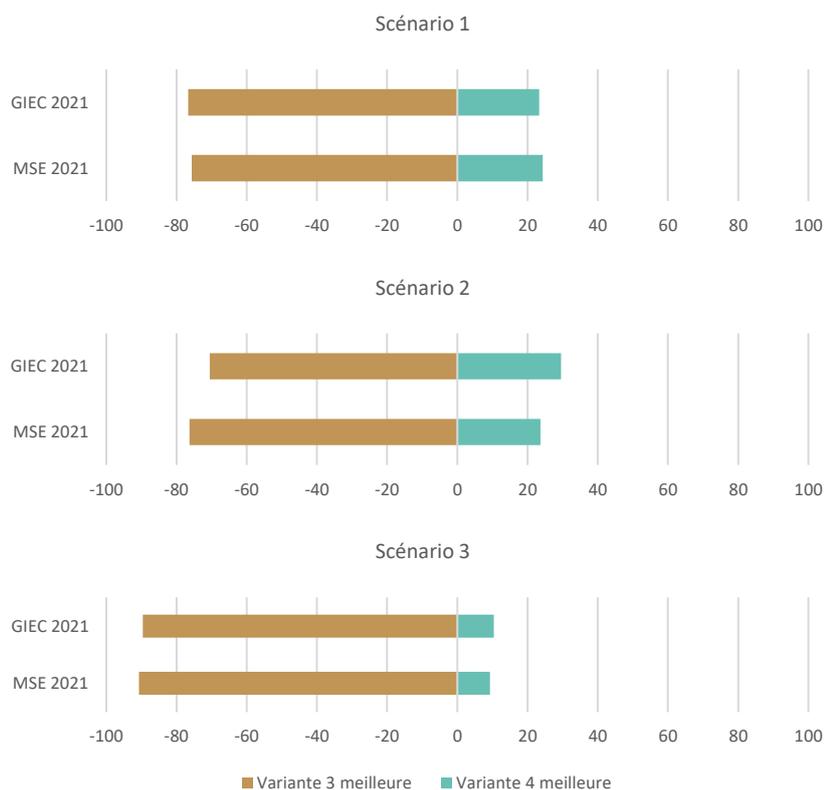


Figure 7-9 - Distribution de probabilité par analyse de Monte Carlo avec à chaque fois 10'000 tirages. La barre brune indique la probabilité que la variante 3 présente un impact environnemental plus faible, la barre verte que la variante 4 présente un impact environnemental plus faible.



Ordre de grandeur Incertitude



Comparaison des variantes 3 et 4



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

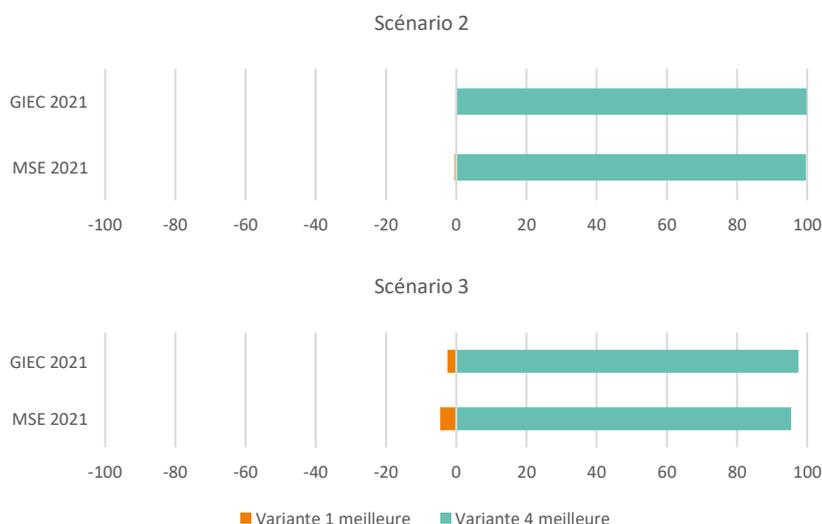


Figure 7-10 - Distribution de probabilité par analyse de Monte Carlo avec à chaque fois 10'000 tirages. La barre brune indique la probabilité que la variante 1 ait un impact plus faible sur le climat et l'environnement, la barre verte que la variante 4 ait un impact plus faible sur l'environnement.

7.5. Conclusion du point de vue de l'environnement

Les analyses environnementales montrent que dans tous les cas, une aérobisation de la décharge permet de réduire l'impact environnemental par rapport au statu quo. Un dégazage actif permet également d'améliorer la situation. À cet égard, la réduction de l'impact environnemental est d'autant plus importante que la décharge est récente.

Aérobiser dès que possible

La décontamination totale n'est pas une alternative raisonnable, car son impact environnemental est au moins aussi important, voire plus, que celui de la variante 1 : statu quo.

Dans le meilleur des cas du point de vue climatique (aérobisation d'une décharge vieille de 20 ans, scénario 1, variante 3), 73 200 tonnes de CO₂-eq peuvent être économisées par assainissement. Cette quantité est considérable, et correspond à un trajet en voiture de plus de 224 millions de kilomètres. Cela correspondrait au tour de la terre de plus de 5'600 voitures à essence. C'est aussi la même quantité que celle produite par 13'500 personnes en Suisse en 2019.⁷

Meilleur cas d'aérobisation d'une décharge peu ancienne

7.6. Limites de l'analyse du cycle de vie

Bien que l'ACV soit aujourd'hui considérée comme la méthode la plus complète pour évaluer les impacts environnementaux, elle a aussi ses limites. Dans le contexte de cette étude, il convient de mentionner les limites suivantes :

Explication des limites de l'analyse du cycle de vie

- L'analyse du cycle de vie (ACV) adopte une approche globale, avec l'ambition de prendre en compte l'ensemble du cycle de vie. Dans notre

⁷ Uniquement les émissions liées au climat directement générées en Suisse. C'est-à-dire sans les biens importés et les voyages en avion.
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-klima/klima--daten--indikatoren-und-karten/klima--indikatoren/indikator-klima.pt.html>

économie mondiale, cette approche est tout à fait nécessaire pour obtenir une vision globale. Cependant, cela peut conduire à ce que les impacts locaux ne soient pas reconnus dans l'ensemble des impacts environnementaux, car ils ne sont pas très pertinents dans cette vision globale, bien qu'ils puissent poser problème localement dans certaines circonstances.

- L'ACV considère l'utilisation des ressources ainsi que les flux d'énergie et de matières, mais pas les concentrations des émissions, qui sont généralement à la base des valeurs limites légales. En conséquence, l'ACV ne dit rien sur la conformité à la loi.

7.7.

Calcul de la réduction des émissions suite aux variantes d'assainissement 3 et 4

Les conditions pour demander des contributions de la KLIK (Fondation pour la protection du climat et la compensation des émissions de CO₂) correspondent aux critères énumérés ci-dessous dans la directive de l'OFEV "Méthode standard pour la justification de la réduction des émissions dans les projets de décharges" [32]:

KLIK - Fondation pour la protection du climat et la compensation des émissions de CO₂

3.3 Domaines d'application et prescriptions relatives à la méthode standard

Les projets de réduction des émissions appliquant la présente méthode standard doivent satisfaire aux prescriptions de l'ordonnance sur le CO₂ et se conformer à la communication.

La méthode standard ne peut être appliquée que si les critères ci-après sont remplis.

Exigences générales s'appliquant à tous les projets et à toutes les mesures

1. La décharge est sise en Suisse.
2. La décharge et les mesures¹⁴ de réduction d'émissions prévues respectent les dispositions d'exécution de la législation sur la protection de l'environnement, notamment l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) et l'ordonnance sur le traitement des déchets (OTD).
3. Sans les mesures prévues (c.-à-d. selon l'évolution de référence), la décharge contrôlée ou le site de stockage génère des émissions de méthane. Ils doivent donc contenir une proportion élevée de déchets organiques (p. ex. des ordures ménagères).
4. Les mesures prévues ne sont pas déjà prescrites par la loi ou par une décision¹⁵.
5. Les mesures prévues doivent tout au moins correspondre à l'état de la technique. Le système de traitement du gaz pauvre doit donc être optimisé pour la composition actuelle ou future du gaz de décharge.
6. La mise en œuvre du projet doit avoir débuté au plus tôt trois mois avant le dépôt de la demande auprès de l'autorité d'exécution. Le début de la mise en œuvre correspond généralement à la date à laquelle le requérant s'est engagé financièrement de façon déterminante envers des tiers. Des essais d'aspiration peuvent être nécessaires en vue de l'élaboration d'une demande pour un projet portant sur les gaz de décharge. Toutefois, ces engagements financiers ne devraient généralement pas être considérés comme des engagements financiers déterminants ; le début de la mise en œuvre du projet ne commence donc pas avec l'aménagement des forages pour les essais d'aspiration.

¹⁴ Sont considérés comme des mesures les technologies et les procédés donnant lieu à une réduction des émissions de gaz à effet de serre. Les biofiltres ne sont pas considérés comme des mesures de ce type, car ils servent principalement à réduire les odeurs.

¹⁵ Par exemple, lorsque les autorités compétentes ont ordonné l'utilisation d'une torche par voie de décision, on ne peut pas faire valoir les réductions d'émissions correspondantes, l'utilisation de la torche ordonnée par décision correspondant à l'évolution de référence.

Figure 7-11 - Extrait de la directive de l'OFEV [32]



La production de gaz de décharge CH₄ résultant de la dégradation de C_{bio} à partir des déchets est également déterminée à l'aide des hypothèses de calcul résumées à l'annexe A2. Conformément à la méthode standard de justification des réductions d'émissions dans les projets de décharges [32], certains paramètres de calcul sont toutefois définis différemment de ceux utilisés auparavant comme base pour l'établissement du bilan environnemental. Pour les variantes d'assainissement 1, 3 et 4, les valeurs du GWPCH₄ et de l'oxydation du méthane (facteur d'oxydation OX) de l'annexe A2 [32] ont été utilisées pour déterminer les émissions de CO₂-eq et les réductions d'émissions. Une valeur centrale pour les calculs est le facteur d'oxydation OX, qui détermine quelle part du méthane produit dans la décharge a déjà été oxydée dans la zone de la surface de la décharge ou de la couche de couverture. Ce facteur est déterminé selon l'arbre de décision suivant [32] :

Estimations de calcul prédéfinies

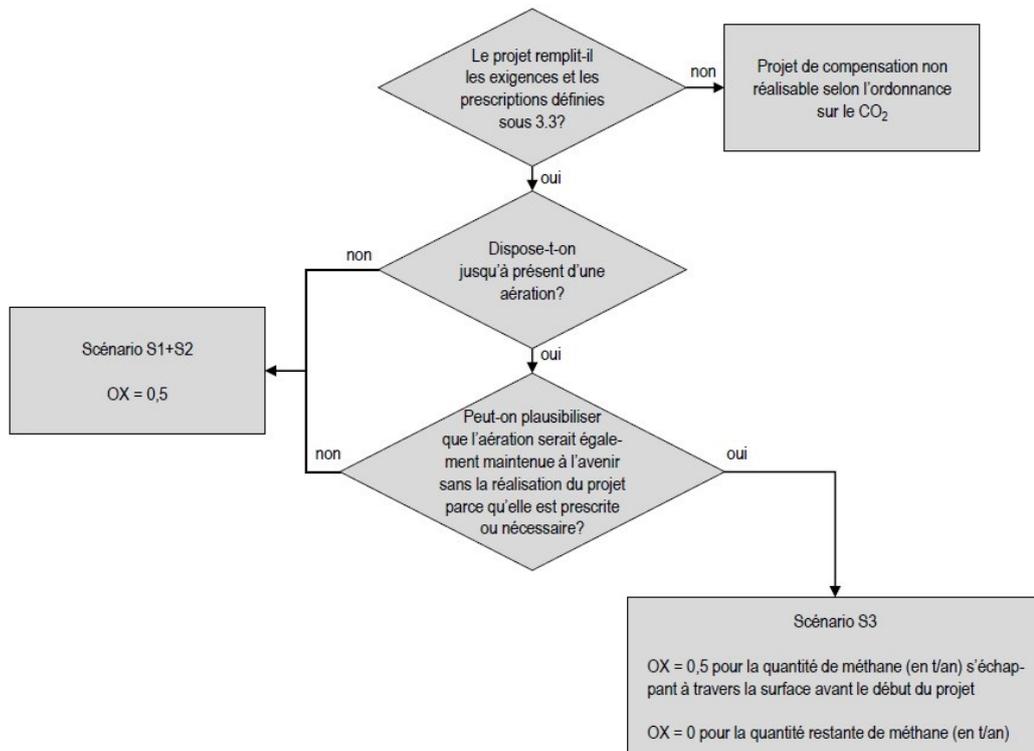


Figure 7-12 - Arbre de décision pour la détermination du paramètre OX

Tableau 7-1- Estimations de calcul des rendements techniques des installations de captage et de torchage ainsi que de la consommation d'électricité, du facteur d'oxydation OX et du GWPCH₄

Préférences de calcul:

	Variante 1	Variante 3	Variante 4
	Status Quo	Aérobisation	Torchage

Efficacité de la couverture		0%	100%	80%
Efficacité de la torchère		0%	90%	90%
Consommation électrique V1 (KW/h) à l'heure/an	8'760		20	10
Consommation électrique V2 (KW/h) à l'heure/an	8'760		20	10
Consommation électrique V3 (KW/h) à l'heure/an	8'760		15	7
Oxydation du méthane (couche supérieure) (OX)		50%	50%	50%
GWPCH ₄ Équivalence en CO ₂ du CH ₄ (25 - 2.75)		22.25	22.25	22.25

Les émissions calculées dans les prévisions gazières du GIEC ne tiennent pas compte des émissions de CO₂ dues à la consommation d'électricité et à l'oxydation du méthane (OX). Les émissions sont cumulées sur 50 ans. Les émissions de CO₂-eq et, sur cette base, les réductions d'émissions des variantes d'assainissement 3 (aérobisation) et 4 (captage conventionnel du gaz) par rapport à la variante 1 (statu quo), ont été déterminées à l'aide des méthodes présentées en annexe. A2 en utilisant les valeurs indiquées dans le tableau 7-1.

Autres conditions générales pour la détermination des contributions KLIK



Tableau 7-2 - Détermination des réductions d'émissions des variantes d'assainissement 3 et 4 par rapport à la variante 1 (statu quo) en tenant compte des données figurant en annexe. A3 les consignes de calcul indiquées

	Variante d'assainissement 1 (Statu Quo)			Variante d'assainissement 3 (Aérobisation)			Variante d'assainissement 4 (torchage conventionnel)		
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Somme des émissions de CH ₄ (IPCC) pour OX% = 0 (t CO ₂ .eq)	76'311	39'677	15'914	22'803	13'484	5'388	28'158	16'299	8'246
Oxydation du méthane déduite (OX% = 50%) (t CO ₂ .eq)	38'156	19'838	7'957	11'402	6'742	2'694	14'079	8'149	4'123
Durée de la mesure (années)	50	50	50	15	12	10	50	40	30
Ajout de t CO ₂ -eq de la consommation d'électricité	0	0	0	64	51	32	106	85	45
CO2-eq total ajusté sur 50 ans selon KLIK	38'156	19'838	7'957	11'465	6'793	2'726	14'185	8'234	4'168
Réduction par rapport au scénario 1 (t CO ₂ .eq)	0	0	0	26'690	13'046	5'231	23'971	11'604	3'789
Contributions de la KLIK aux coûts (CHF/t CO ₂)	0	0	0	3'202'847	1'565'462	627'743	2'876'468	1'392'485	454'731
En cas de dépassement de 150% des coûts de chantier	70								
Estimation totale des coûts de chantier_v2.1	3'500'000	3'500'000	3'500'000	7'000'000	6'700'000	6'300'000	9'000'000	8'300'000	7'300'000
Coûts nets après déduction des contributions de la KLIK	3'500'000	3'500'000	3'500'000	3'797'153	5'134'538	5'672'257	6'123'532	6'907'515	6'845'269

La KLIK ne prévoit pas de contributions pour les réductions d'émissions attendues du scénario 2 (assainissement total par déblaiement).

Assainissement total, pas de contributions KLIK

8. Conclusions

8.1. Comparaison des résultats

	Scénario 1: Cbio > 12 kg/t MS				Scénario 2: 12 kg/t MS > Cbio < 6 kg/t MS				Scénario 3: 6 kg/t MS > Cbio < 2.5 kg/t MS			
	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Émissions totales (CO₂-eq)	105'299	126'220	32'128	39'176	55'160	108'732	19'973	23'694	22'338	99'261	8'768	12'330
Part des émissions de gaz	104'448	31'878	30'464	36'992	54'400	13'926	18'496	21'760	21'760	4'134	7'616	10'880
Part provenant de mesures - crédit	851	94'341	1'664	2'184	760	94'805	1'477	1'934	578	95'126	1'152	1'450
Impact environnemental (mrd.UCE)	137	108	63	71	82	90	47	51	41	81	28	32
Part des émissions de gaz	108	33	31	38	56	14	19	22	22	4	8	11
Part des mesures - crédit	29	75	31	33	26	76	28	29	18	77	20	20
Coûts (millions de CHF)	3.5	108.6	7	9	3.5	108.6	6.7	8.3	3.5	108.6	6.3	7.3
Coût-efficacité des économies par rapport à Var.1 (CHF/CO₂-eq)	0.0	-5'024	48	83	0	-1'962	91	153	0	-1'366	206	380

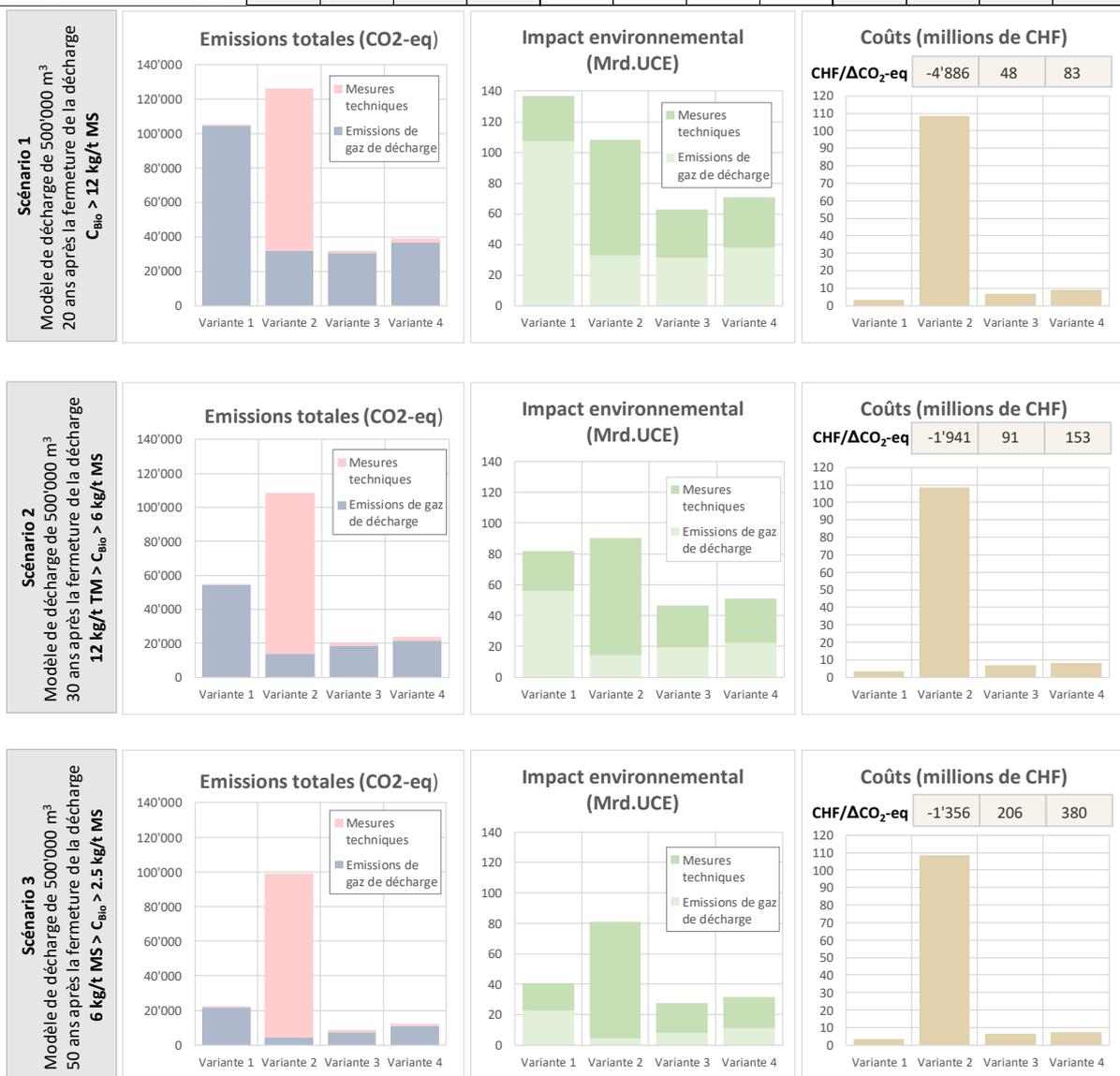


Figure 8-1 - Comparaison synthétique des résultats



Les résultats des calculs de modélisation concernant les émissions de gaz, l'impact environnemental et les coûts pour les 4 variantes d'assainissement étudiées sont résumés dans la Figure 8-1 pour les 3 différents scénarios de décharge. Les effets sur les émissions de lixiviats ne sont traités que de manière qualitative, alors que des valeurs numériques ont été calculées pour les émissions de gaz de décharge, l'impact environnemental et les coûts.

Résultats des
calculs du mo-
dèle



Conformément aux directives du projet, les variantes d'assainissement suivantes ont été étudiées :

Prescriptions
du projet Va-
riantes d'assai-
nissement



Variante 1 : **Statu quo** : la décharge est laissée à elle-même et les processus de décomposition s'atténuent progressivement au cours des 50 prochaines années.

Variante 2 : **Décontamination totale** : la décharge est excavée, les déchets sont triés, transportés, traités et éliminés à l'extérieur. Les parties combustibles sont valorisées thermiquement dans une UIOM, ce qui peut être valorisé l'est et le reste des déchets est envoyé dans des décharges de surface suisses (type B et type E).

Variante 3 : **Aérobisation** : le corps de la décharge est activement aéré et les gaz de décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz, si le gaz est combustible, et par oxydation catalytique s'il n'est plus combustible par lui-même).

Variante 4 : **Dégazage actif sans aérobisation** : le corps de la décharge est dégazé activement et les gaz de la décharge sont captés et traités (au moyen d'un moteur à gaz ou d'une torchère à gaz, si le gaz est combustible, et par oxydation catalytique s'il n'est plus combustible par lui-même).

Les estimations du modèle de décharge sont expliquées en détail au chapitre 4.3 ainsi qu'à l'annexe A2.



carbotech
Umweltprojekte und Beratung

8.2. Discussion des résultats

8.2.1. Impact des variantes d'assainissement sur les émissions de CO₂-eq

Du point de vue de l'impact sur le climat, la décontamination totale provoque clairement les émissions de CO₂-eq les plus élevées dans tous les scénarios étudiés. Ceci surtout parce que la combustion dans une usine d'incinération des ordures ménagères entraîne également la libération de CO₂ par les parties organiques fossiles des déchets, alors que seule la partie biogène est dégradée lors de la décomposition anaérobie et de la stabilisation aérobie in situ.

La décontamina-
tion totale montre
les émissions de
CO₂-eq les plus
élevées

Tant l'aérobisation (variante 3) que le dégazage actif sans aérobisation (variante 4) entraînent une réduction des émissions de CO₂-eq d'un ordre de grandeur d'au moins 45% à 70% selon les hypothèses choisies par rapport au statu quo (variante 1). L'effet de l'assainissement est d'autant plus important que la part organique dégradable encore présente dans la décharge est élevée (cf. Tableau 8-1). Les émissions de CO₂-eq résultant des mesures techniques et d'exploitation n'ont qu'un poids négligeable dans les variantes 3 et 4.

Les variantes 3
et 4 sont nette-
ment meilleures
que le statu quo

Tableau 8-1 - Réduction des émissions de CO_{2-eq} des variantes 3 et 4 par rapport au statu quo (variante 1)

Scénario 1 C _{bio} > 12 kg/t MS		Scénario 2 12 kg/t MS > C _{bio} < 6 kg/t MS		Scénario 3 6 kg/t MS > C _{bio} < 2.5 kg/t MS	
Variante 3	Variante 4	Variante 3	Variante 4	Variante 3	Variante 4
69%	63%	64%	57%	61%	45%

Du point de vue climatique, dans le scénario 1/variante 3 (aérobisation d'une décharge vieille de 20 ans), l'aérobisation permet d'économiser environ 73'200 tonnes de CO_{2-eq} (sans tenir compte d'une oxydation du méthane dans la couche de couverture). Cela correspond environ aux émissions annuelles de CO_{2-eq} de 13'500 personnes en Suisse.⁸

8.2.2. Impact des variantes d'assainissement sur la pollution environnementale

Les processus pris en compte selon la méthode de la saturation écologique sont expliqués au chapitre 7. Dans la Figure 8-1 est représentée la charge écologique totale (en milliards d'UCE) et la part d'UCE provenant des émissions directes de gaz de décharge.

Le graphique montre la part importante des émissions de gaz de décharge dans la pollution de l'environnement, en particulier dans le cas du statu quo (variante 1), où le gaz de décharge contient une part importante de méthane. Lorsque la part de C_{bio} dans les déchets diminue, la contribution des émissions de gaz à la pollution de l'environnement se réduit par rapport aux autres processus.

Certes, l'impact environnemental d'une décontamination totale (variante 2) dans le scénario 1 est encore inférieur d'environ 20% à celui du statu quo (variante 1), surtout grâce au crédit d'énergie élevé provenant de l'incinération des déchets. Dans les scénarios 2 et 3, avec une part de C_{bio} nettement plus faible dans le corps de la décharge, la décontamination totale obtient déjà de moins bons résultats.

Par rapport au statu quo (variante 1), l'aérobisation, tout comme le dégazage actif sans aérobisation, permet de réduire l'impact environnemental de 20% à 60%, selon la part de C_{bio} encore présente dans la décharge (voir Tableau 8-2).

Méthode de la saturation écologique 2021

Poids dominant des émissions de gaz

La décontamination totale obtient de mauvais résultats

Les variantes 3 et 4 sont nettement meilleures que le statu quo

Tableau 8-2 - Réduction de l'impact environnemental des variantes 3 et 4 par rapport au statu quo (variante 1), déterminée en tant que réduction de l'UCE selon la méthode de la saturation écologique 2021.

Scénario 1 C _{bio} > 12 kg/t MS		Scénario 2 12 kg/t MS > C _{bio} < 6 kg/t MS		Scénario 3 6 kg/t MS > C _{bio} < 2.5 kg/t MS	
Variante 3	Variante 4	Variante 3	Variante 4	Variante 3	Variante 4
54%	48%	43%	38%	32%	23%

⁸ Uniquement les émissions liées au climat directement générées en Suisse. C'est-à-dire sans les biens importés et les voyages en avion.

8.2.3.

Impact des variantes d'assainissement sur les coûts d'assainissement et le rapport coût-efficacité

Avec des coûts d'environ 108,6 millions de CHF et des émissions de CO₂-eq systématiquement plus élevées que le statu quo (coûts d'environ 3,5 millions de CHF), une décontamination totale n'est justifiable que si d'autres motivations s'y ajoutent.

Les coûts de l'aérobisation se situent dans une fourchette de 6 à 7 millions de CHF pour toutes les variantes. Les coûts d'un dégazage actif sans aérobisation sont légèrement plus élevés que ceux de l'aérobisation, soit 7 à 9 millions de CHF. Cela s'explique par le fait que le dégazage actif doit être maintenu beaucoup plus longtemps avant d'atteindre les objectifs d'assainissement et que, pendant ce temps, le remplacement des installations de dégazage serait nécessaire.

Le rapport coût-efficacité est défini comme le coût supplémentaire d'une variante de rénovation par rapport au statu quo en fonction de la réduction des émissions correspondante, ce qui correspond au coût de la réduction par tonne de CO₂-eq. Les valeurs correspondantes pour le rapport coût-efficacité sont présentées dans la Figure 8 1.

Pour la décontamination totale, il en résulte des valeurs négatives, car cette variante d'assainissement produit des émissions de CO₂-eq plus élevées que le statu quo dans tous les scénarios.

Plus la part de C_{bio} dans la décharge est faible, plus le rapport coût-efficacité est faible, ou plus la réduction par tonne de CO₂-eq coûte cher. Dans le cas de l'aérobisation (variante 3), les coûts sont, selon le scénario, de 48 CHF/tCO₂-eq, ou 91 CHF/tCO₂-eq ou 206 CHF/tCO₂-eq (scénarios 1 à 3).

Pour le dégazage actif sans aérobisation (variante 4), les coûts sont, selon le scénario, de 83 CHF/tCO₂-eq, ou 153 CHF/tCO₂-eq, ou 380 CHF/tCO₂-eq (scénarios 1 à 3). Les coûts plus élevés par CO₂-eq de la variante 4 par rapport à l'aérobisation (variante 3) s'expliquent d'une part par la réduction légèrement plus faible des émissions et de l'autre, par les coûts plus élevés des mesures d'assainissement.

Pour situer l'ordre de grandeur des coûts par tonne de CO₂-eq des mesures d'assainissement, l'évolution des prix des certificats de CO₂ est présentée ci-dessous. La comparaison montre que les coûts par tonne de CO₂-eq pour l'aérobisation des décharges avec un C_{bio} > 6 kg/t MS se situent tout à fait dans la fourchette des prix courants des certificats CO₂.

Pour le dégazage actif sans aérobisation, la part de C_{bio} dans la décharge doit être d'au moins environ 10 kg/t MS pour rester actuellement dans une fourchette de coûts comparable à celle des certificats CO₂.

La décontamination totale coûte 108 millions CHF

Variante 3 : CHF 6 - 7 millions

Variante 4 : CHF 7 - 9 millions

Variante 3, scénario 1 : 48 CHF/tonne CO₂

Variante 4, scénario 1 : 83 CHF/tonne CO₂

Comparaison avec le coût des certificats CO₂



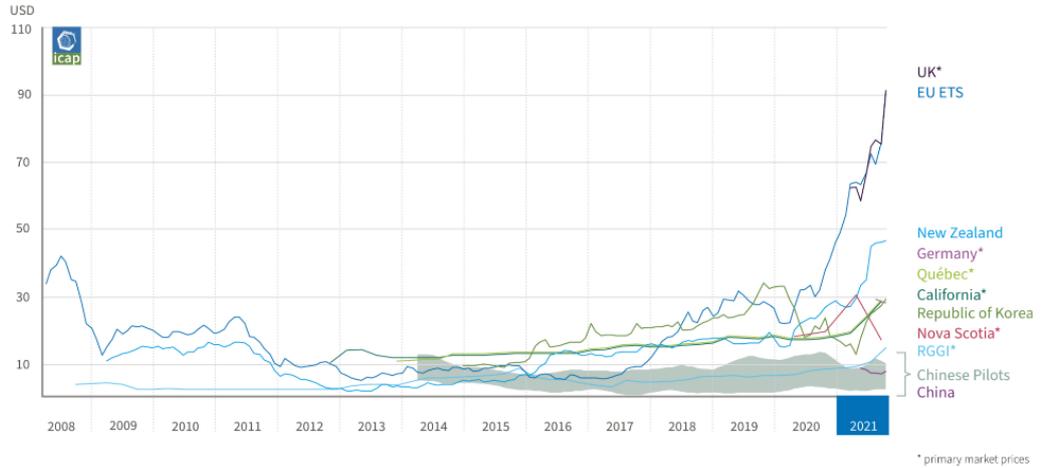


Figure 8-2 - Évolution du prix des certificats de CO₂. Source : International Carbon Action Partnership, Emission Trading Worldwide, Status Report 2022. Selon le rapport d'état mentionné, l'amende pour non-restitution de certificats suffisants s'élève en Suisse à 125 CHF/tonne de CO₂



8.2.4.

Impact des variantes d'assainissement sur la qualité des lixiviats de décharge

En principe, les mesures d'aérobisation entraînent une dégradation accélérée des composants organiques dans la décharge. Si l'aération est très intensive et dure plusieurs années, on peut s'attendre à ce que la pollution dans les lixiviats diminue également progressivement.

Avant d'atteindre cet état, il faut toutefois s'attendre à des concentrations parfois plus élevées dans les eaux de percolation en raison de l'intensification de la transformation ou de la mobilisation des substances dans le milieu aqueux. La durée de cette phase de concentrations élevées dépend des taux d'aération de la décharge et du dégagement de chaleur qui y est lié, et est en outre influencée par d'autres conditions spécifiques à la décharge (par ex. l'accumulation d'eau dans les couches plus profondes) (voir explications au chapitre 3.7).

En l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de prévoir l'évolution dans le temps et l'ampleur de la réduction de la pollution des lixiviats de décharges suite à des mesures d'aérobisation. Dans la mesure où une amélioration significative de la qualité des lixiviats des anciennes décharges aérées doit être obtenue dans un délai raisonnable, il est recommandé de choisir une technique d'aération adaptée en augmentant les volumes d'aération afin d'assurer une oxygénation intensive, en particulier dans les zones profondes des décharges, éventuellement saturées en eau interstitielle.

Les premières mesures allant dans ce sens devraient être mises en œuvre sous forme de projets pilotes avec un accompagnement scientifique qualifié.

Diminution de la pollution des lixiviats attendue

Phase initiale avec des valeurs de charge élevées

Il n'est pas possible de prévoir l'influence sur le régime des eaux d'infiltration

Définir des projets pilotes

8.3.

Proposition de procédure pour la planification des mesures d'aérobisation

Le point de départ pour l'examen de mesures d'aérobisation devrait être, dans la plupart des cas, le fait qu'il s'agit d'une ancienne décharge de déchets urbains et que les résultats de l'étude de la pollution du site concernant le lixiviat ou le bilan gazeux signalent un besoin d'assainissement.

Situation de départ

Le schéma de procédure suivant explique de manière simplifiée le déroulement de la planification et les critères à considérer pour déterminer si des mesures d'aérobisation sont appropriées pour la décharge étudiée.

Pour des informations détaillées sur le déroulement de la planification, voir le chapitre 3.3.

Schéma du processus de planification

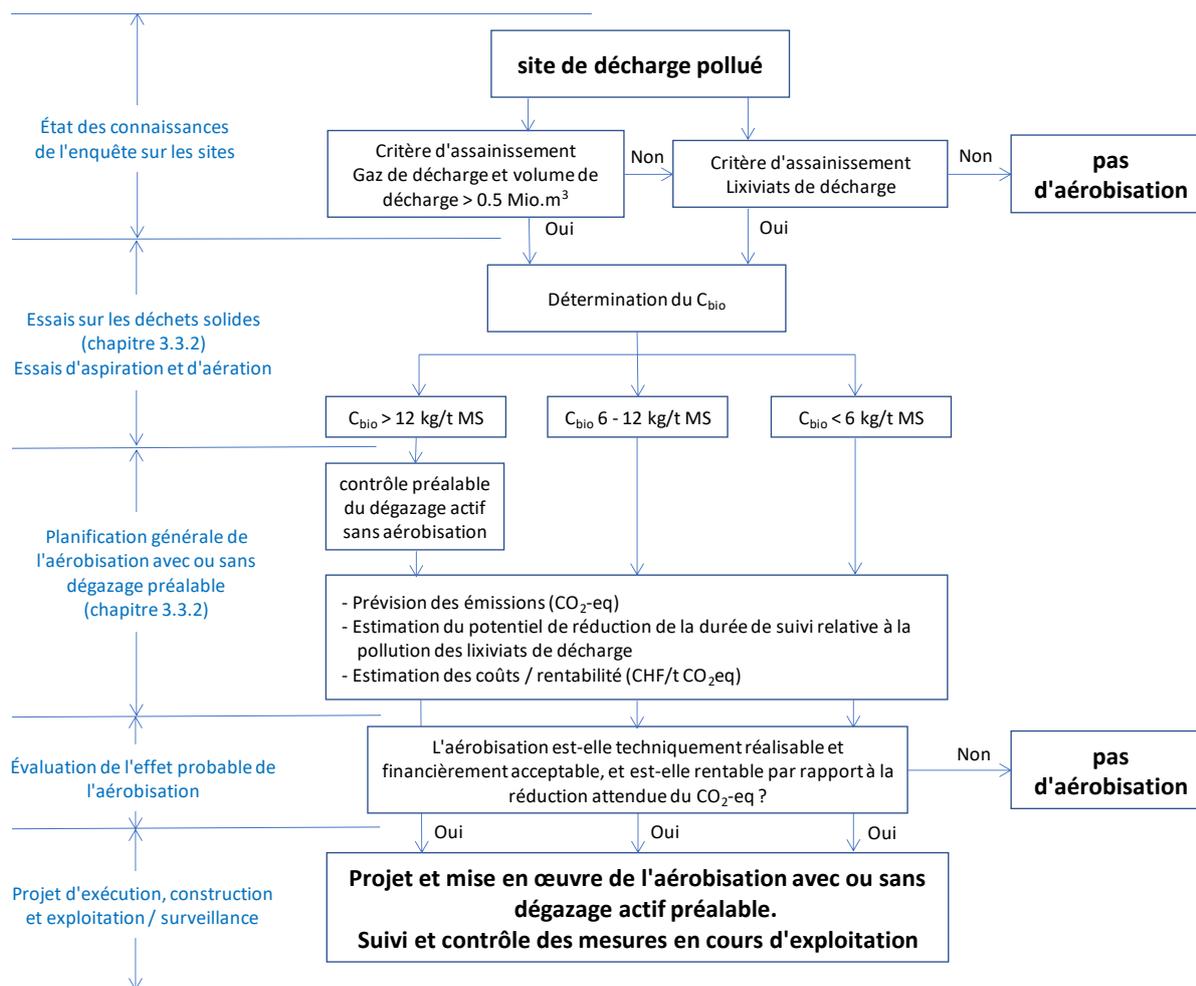


Figure 8-3 : Déroulement de la planification et arbre de décision pour les mesures d'aérobisation

Bern, 12.10.2022

SC+P SIEBER CASSINA + PARTNER AG

Traitement des dossiers :

Marco Ritzkowski (HiicCE), Kai Uwe Heyer (IFAS), Thomas Kägi (carbotech), Enrico Cassina, Rafael Schuler (SC+P)

Chef de projet : Rafael Schuler

Rafael Schuler
Dipl. Bauingenieur ETH / SIA

Enrico Cassina
Dipl. Bauingenieur HTL



Principes de base

- [1] Cahier des charges pour un rapport d'experts sur le thème : "Aérobisation des décharges de déchets urbains", OFEV Ittingen, 12 mars 2021
- [2] Exigences relatives au rejet des lixiviats de décharges, OFEV 2012
- [3] Approche de calcul pour la prévision des charges polluantes dans les lixiviats des décharges (sans influence de l'aérobisation)
- [4] Approche de calcul pour la prévision des gaz (sans influence de l'aérobisation)
- [5] GIEC (2006) : Lignes directrices pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- [6] GIEC (1996) : Lignes directrices pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.html>
- [7] Enquête sur les déchets, Cahier de la protection de l'environnement n° 27, publié par l'Office fédéral de la protection de l'environnement, Berne juillet 1984, complété mars 1987
- [8] Frischknecht R. & Busser Knopf S. (2013). Facteurs écologiques Suisse 2013 selon la méthode de la saturation écologique - Bases méthodologiques et application à la Suisse (No. 1330) (p. 256). Berne : Office fédéral de l'environnement. - Publication 2021 en attente
- [9] Base de données Ecoinvent SIMAPRO 2018 (à préciser)

Lois et règlements

Version en vigueur au moment de la rédaction du présent rapport :

- [10] Ordonnance sur la prévention et l'élimination des déchets (Ordonnance sur les déchets, OLED) du 4 décembre 2015 (état au 1er avril 2020), RS 814.600
- [11] Ordonnance sur le traitement des déchets (OTD) du 10 décembre 1990 (état au 1er juillet 2011), RS 814.600 [ce texte n'est plus en vigueur].
- [12] Ordonnance sur l'assainissement des sites pollués (Ordonnance sur les sites contaminés, OSites) du 26 août 1998 (état au 1er mai 2017), RS 814.680
- [13] Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre, RS 814.201, art. 29 al. 1

Bibliographie

- [14] OFEV, 2012 : Exigences relatives au rejet des lixiviats de décharges. Recommandations pour l'évaluation, le traitement et le rejet des lixiviats de décharges" Editeurs : Office fédéral de l'environnement (OFEV), Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA), Association des exploitants d'installations suisses de traitement des déchets
- [15] OFEV, 2015 : Méthode standard pour la justification des réductions d'émissions dans les projets de gaz de décharge. Annexe G à la communication "Projets et programmes de réduction des émissions en Suisse". Office fédéral de l'environnement OFEV Division Climat (avril 2015 (version 2))
- [16] LANUV, 2018 : Nature des lixiviats de décharges en Rhénanie du Nord-Westphalie. Rapport technique LANUV 24, Office de la nature, de l'environnement et de la protection des consommateurs de Rhénanie du Nord-Westphalie. Recklinghausen 2010, nouvelle version février 2018



- [17] Directive VDI 3790 feuille 2, 2017 : Météorologie environnementale. Émissions de gaz, d'odeurs et de poussières de sources diffuses. Décharges Réduction des émissions. Gaz de décharge. Systèmes de captage et d'aération des gaz de décharge. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Volume 1b : Umweltmeteorologie. Beuth Verlag, Berlin. Juin 2017
- [18] Directive VDI 3899 feuille 2, 2020 : réduction des émissions. Gaz de décharge. Systèmes de captage et d'aération des gaz de décharge. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Volume 2 : Emissionsminderung. Beuth Verlag, Berlin. Novembre 2020
- [19] Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2008 : Ergebnisse des Monitoringprogramms und der wissenschaftlichen Begleitung im BMBF-Verbundvorhaben "Beschleunigte aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minimierung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes", Förderkennzahl : 0330241 (A+B), Schlussbericht der TU Hamburg-Harburg, Institut für AbfallRessourcenWirtschaft
- [20] Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Willand, A., 2006 : Gestion de l'après-décharge - options d'action, durée, coûts et critères quantitatifs pour la libération de la gestion de l'après-décharge. Plan de recherche environnementale du ministère fédéral de l'environnement, de la protection de la nature et de la sécurité nucléaire. Abfallwirtschaft, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 204 34 327, pour le compte de l'Office fédéral allemand de l'environnement, 2006.
- [21] Hrad, M., Gamperling, O., Huber-Humer, M., 2013 : Comparaison entre les applications en laboratoire et à l'échelle réelle de l'activation in situ d'un ancien site d'enfouissement et évaluation de l'évolution des émissions à long terme après l'achèvement. Waste Management Volume 33, Issue 10, October 2013, Pages 2061-2073.
- [22] Brandstätter, Ch., Laner, D., Fellner, J., 2015 : Carbon pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. Waste Management Volume 40, June 2015, Pages 100-111.
- [23] AbwV, 2004. décret sur les exigences relatives au déversement d'eaux usées dans les eaux, AbwV -Abwasserverordnung. In : BGBl. I n° 28 du 22.6.2004, p. 1108.
- [24] Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2008) : Aération in situ de l'ancienne décharge de Kuhstedt - Résultats d'un projet de 8 ans du BMBF. In : Deponietechnik 2008, Hamburger Berichte 31. Stegmann/Rettenberger/Bidlingmaier/Bilitewski/Fricke/Heyer (éd.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 31-54, ISBN 3-9810064-6-1.
- [25] Kai-Uwe Heyer, Karsten Hupe, Astrid Koop, Prof. Dr. Rainer Stegmann, Dr. Achim Willand : Quand les décharges peuvent-elles être libérées de la gestion post-exploitation ? Résultats d'un projet BMU UFOPLAN, IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, Avocats Gaßner, Groth, Siederer & Coll, Berlin
- [26] IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft Prof. R. Stegmann und Partner, Expertise : "Methanemissionen aus der Ablagerung von mechanischbiologisch behandelten Abfällen" Projet Z 6 - 30533/3 FKZ 360 16 036, Hambourg 27 avril 2012
- [27] Brandstätter, Ch., Prantl, R., Fellner, J. (2018) : Bilans matières de l'aération des décharges en laboratoire et expériences sur le terrain - décharge



- "Heferlbach". In : Deponietechnik 2018, Hamburger Berichte 47, Stegmann/Rettenberger/Ritzkowski/Kuchta/Siechau/Fricke/Heyer (éd.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, ISBN 978-3-9817572-7-9.
- [28] Kim, D.J., Lee, D.I., Keller, J. (2006) : Effet de la température et de l'ammoniac libre sur la nitrification et l'accumulation de nitrites dans le lixiviat de décharge et analyse de sa communauté bactérienne nitrifiante par FISH. In : Bioresource Technology, 97, pp. 459-468.
- [29] Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2013) : Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion. In : Waste Management 33 (10), 2074-2082.
- [30] Ritzkowski, M., Walker, B., Kuchta, K., Raga, R., Stegmann, R. (2016) : Aération du dépôt de Teufal : concept à l'échelle du terrain et simulation à l'échelle du laboratoire. In : Waste Management 55, 99-107.
- [31] Ritzkowski, M., Kuchta, K. (2018) : Etudes sur les processus de transformation au cours de l'aération des décharges. In : Deponietechnik 2018, Hamburger Berichte 47. Stegmann/Rettenberger/Ritzkowski/Kuchta/Siechau/Fricke/Heyer (éd.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 201-218, ISBN 978-3-9817572-7-9.
- [32] Méthode standard pour la justification de la réduction des émissions dans les projets de décharges, OFEV, avril 2015 (version 2)
- [33] Kägi, T., Dinkel, F., Frischknecht, R., Humbert, S., Lindberg, J., De Mester, S., e. a. (2016). Session "Midpoint, endpoint or single score for decision-making ?"-SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. Conference Session Report. Int J Life Cycle Assess, 21(1), 129-132.
<http://doi.org/10.1007/s11367-015-0998-0>
- [34] Frischknecht, R., Dinkel, F., Braunschweig, A., Ahmadi, M., Kägi, T., Krebs, L., e. a. (2021). Facteurs écologiques Suisse 2021 selon la méthode de la saturation écologique - Bases méthodologiques et application à la Suisse (p. 260). Berne : Office fédéral de l'environnement.

