

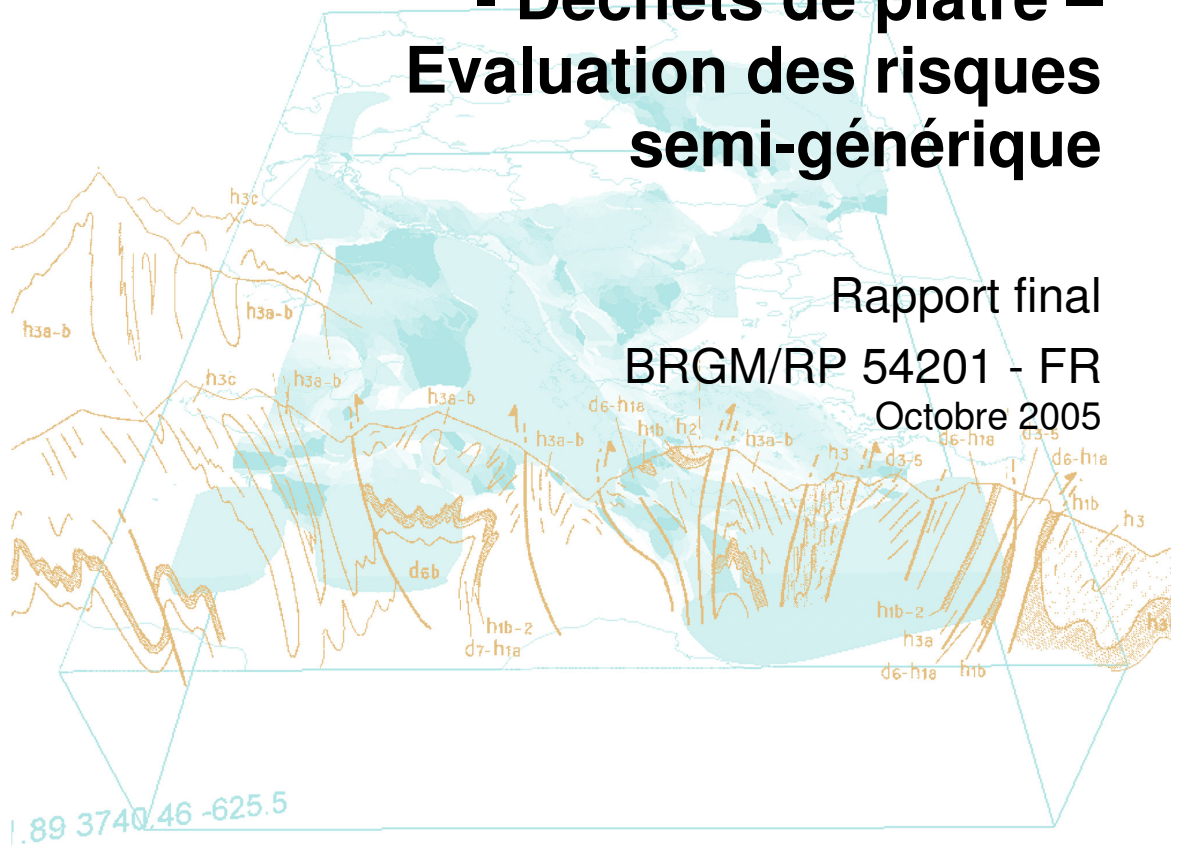


- Déchets de plâtre – Evaluation des risques semi-générique

Rapport final

BRGM/RP 54201 - FR

Octobre 2005



Géosciences pour une Terre durable

brgm

- Déchets de plâtre – Evaluation des risques semi-générique

Rapport final

BRGM/RP 54201 - FR
Octobre 2005

Etude réalisée dans le cadre des
opérations de service public du BRGM

D. Guyonnet, J.-J. Seguin, B.Chevrier

Vérificateur :

Original signé par :

D. CAZAUX

Approbateur :

Original signé par :

D. DARMENDRAIL

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000

Mots clés : Plâtre, Risques, Réglementation.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Guyonnet, D., Seguin, J.-J. Chevrier, B. (2005) : Déchets de plâtre – Evaluation des risques semi-générique. Rapport BRGM/RP 54201 - FR.

© BRGM, 2004, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Les déchets de plâtre qui ne peuvent faire l'objet d'une valorisation par réemploi ou recyclage doivent être éliminés en centres de stockage de déchets. La Décision du Conseil du 19 Décembre 2002 (JOCE, 2002), qui fixe les critères d'admission des déchets dans les différentes catégories de centres de stockage, stipule que les déchets à base de plâtre « *devraient être éliminés uniquement dans des décharges pour déchets non dangereux, dans des unités dans lesquels aucun déchet biodégradable n'est admis* ».

Ce rapport présente une évaluation des risques semi-générique destinée à préciser dans quelles conditions des casiers spécifiques destinés à accueillir des déchets de plâtre peuvent déroger aux règles d'aménagement des sites de stockage de déchets non dangereux (sites de Classe II ; JORF, 1997), conformément à l'article 3.4 de l'Annexe I de la Directive 99/31/CE ; JOCE, 1999) qui précise que si « *sur la base d'une évaluation des risques pour l'environnement, ..., il est établi que la décharge n'entraîne aucun risque potentiel pour le sol, les eaux souterraines ou les eaux de surface, les exigences (relatives notamment aux systèmes d'étanchéité/drainage en fond de casier) peuvent être assouplies en conséquence* ».

Les hypothèses de calcul adoptées pour cette évaluation des risques semi-générique sont sélectionnées en référence aux travaux du Comité d'Adaptation Technique (TAC) qui a été chargé d'élaborer les critères d'admission des déchets figurant dans la Décision du Conseil du 19 Décembre 2002. La cible considérée est l'eau souterraine prise à une distance de 200 m de la limite aval du casier spécifique (le point de conformité est pris dans l'axe du panache) et l'objectif de qualité est la limite de concentration en ion sulfate (SO_4) dans l'eau destinée à la production d'eau potable (250 mg/l).

Sur la base de cette évaluation, on estime qu'un casier de stockage de déchets de plâtre, sans étanchéité en fond ni évacuation des lixiviats (casier basé sur un principe d'atténuation naturelle des flux générés), ne devrait pas entraîner de dépassement de l'objectif de qualité des eaux souterraines au point de conformité dès lors que la superficie de stockage de ces déchets ne dépasse pas de l'ordre de 100 m x 100 m. Des dimensions plus importantes de stockage devront être justifiées sur la base d'une évaluation des risques spécifique, qui prend en compte les caractéristiques du site concerné.

L'ion sulfate, ion particulièrement peu toxique, pouvant être réduit en sulfure d'hydrogène (H_2S) si les conditions géochimiques sont défavorables, il est nécessaire de réaliser une étude de l'aptitude du contexte hydrogéologique à accueillir un casier de déchets de plâtre sans évacuation des lixiviats. Concernant les sites de Classe II actuellement en exploitation, l'implantation de tels casiers devra être restreinte aux sites dont la qualité des eaux souterraines n'est pas dégradée. C'est le cas de sites plutôt récents pour lesquels les casiers de stockage ont tous fait l'objet

d'aménagements permettant de collecter et de traiter les lixiviats, tel que prévu par la réglementation en vigueur (JORF, 1997).

L'étude préalable devra montrer que les eaux souterraines sont naturellement oxydantes (potentiel rédox ; Eh > 50 mV environ). Le casier de stockage de déchets de plâtre devra être dimensionné de manière à ce que la base du casier soit située plus haut que le niveau des plus hautes eaux de la nappe d'eau souterraine. Le casier ne devrait pas être confiné en couverture par des matériaux trop imperméables pouvant limiter la diffusion d'oxygène atmosphérique et favoriser ainsi l'instauration de conditions réductrices propices à la transformation des ions sulfates en sulfure d'hydrogène. La couverture devrait être de type semi-perméable avec un coefficient de perméabilité de l'ordre de 10^{-6} - 10^{-7} m/s.

Un inventaire des principaux types de déchets de plâtre est proposé qui permet d'identifier certains déchets de plâtre qui devront faire l'objet d'un tri préalable afin de réduire leur proportion de matière organique (qui est supérieure à 3-5%). On peut craindre, en effet, que la dégradation de cette matière organique n'entraîne l'instauration de conditions réductrices et la formation de sulfure d'hydrogène susceptible de dégrader les propriétés organoleptiques de l'eau souterraine au droit du site de stockage.

Sommaire

1. Contexte et objectifs	7
2. Déchets de plâtre : typologie et toxicité potentielle	9
2.1. L'ION SULFATE : QUELLE TOXICITE ?.....	9
2.2. QUELS DECHETS DE PLATRE ?	11
3. Méthodologie et paramètres.....	15
3.1. INTRODUCTION	15
3.2. PARAMETRES DU « TERME SOURCE ».....	16
3.3. PARAMETRES DU MILIEU GEOLOGIQUE	20
4. Résultats des simulations	23
4.1. CALCULS ANALYTIQUES DE DIMENSIONNEMENT	23
4.1.1. Introduction.....	23
4.1.2. Résultats pour des déchets à forte proportion de plâtre (hypothèse de concentration constante à la source)	24
4.1.3. Résultats pour des déchets à faible proportion de plâtre (hypothèse de concentration décroissante à la source)	25
4.2. MODÉLISATION NUMÉRIQUE.....	26
4.2.1. Caractéristiques du modèle	26
4.2.2. Paramètres	28
4.3. RÉSULTATS.....	28
4.3.1. Hydrodynamique	29
4.3.2. Résultats des simulations de la propagation du SO ₄	31
5. Conclusions.....	39

Annexes

Annexe A: signification du coefficient k (kappa) du modèle de « terme source » utilisé dans le cadre des travaux du TAC
 Annexe B : Exemple de fichier MISP.

Liste des illustrations

Figure 1 : Diagramme Eh-pH de la stabilité du gypse.....	10
Figure 2 : Explication schématique des conséquences du choix du terme source sur le critère de qualité de la Décision du Conseil.	17
Figure 3 : Modèle MISP : schéma conceptuel.....	23
Figure 4 : Résultat MISP pour des déchets à forte proportion de plâtre	24
Figure 5 : Résultat MISP dans le cas d'une évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation (forte proportion de plâtre).....	25
Figure 6 : Résultat MISP pour des déchets à faible proportion de plâtre.....	25
Figure 7 - Schéma de propagation dans un plan vertical d'une pollution "ponctuelle"	26
Figure 8 - Extrait de la carte des charges calculées (distances et charges en m).....	29
Figure 9 – Représentation de la surface libre de la nappe.....	30
Figure 10 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier	32
Figure 11 - Evolution des concentrations moyennes à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier	32
Figure 12 - Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier	34
Figure 13 - Evolution des concentrations moyennes à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier	34
Figure 14 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an.....	35
Figure 15 : Evolution des concentrations moyennées à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an	36
Figure 16 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an.....	37
Figure 17 : Evolution des concentrations moyennées à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an	37

1. Contexte et objectifs

Selon la réglementation française et européenne, les déchets de plâtre qui ne peuvent faire l'objet d'une valorisation par réemploi ou recyclage (voir CEBTP, 1995) doivent être éliminés en centres de stockage de déchets. La Décision du Conseil du 19 Décembre 2002 (JOCE, 2002), qui fixe les critères d'admission des déchets dans les différentes catégories de centres de stockage, stipule que les déchets à base de plâtre (section 2.2.3 de la Décision du Conseil) « *devraient être éliminés uniquement dans des décharges pour déchets non dangereux, dans des unités dans lesquels aucun déchet biodégradable n'est admis* ». Il s'agit de centres de stockage dits de « Classe 2 » (déchets ménagers et assimilés) dans la terminologie française au sens de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié.

Les déchets de plâtre étaient jusqu'à présent admis dans les centres de stockage dits de « Classe 3 ». A l'heure actuelle, les centres de Classe 3, prévus pour accueillir des déchets dits « inertes » provenant de l'activité du BTP, relèvent sur le plan réglementaire du code de l'urbanisme (article R442-2, point c) et non de la loi sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE ; JOCE, 1976) comme c'est le cas pour les centres de Classe 2. En raison du caractère inerte de ces déchets, ces centres de stockage de déchets inertes ne font pas l'objet de collecte ou de traitement des lixiviats (eau de pluie ayant percolé au travers des déchets), et ne comportent pas de barrières artificielles d'étanchéité en fond ou en couverture des casiers de stockage (voir MEDD, 2004).

Contrairement aux centres de stockage de Classe 2, qui sont basés sur un principe de « gestion active » des flux (collecte/traitement), les centres de Classe 3 s'appuient sur un principe « d'atténuation naturelle des flux ». Les coûts de mise en décharge des déchets dits « inertes » sont donc nettement inférieurs à ceux des déchets ménagers et assimilés. La Décision du Conseil peut donc avoir des conséquences économiques importantes pour l'activité, notamment, du secteur de l'artisanat dans le bâtiment, qui produit des quantités importantes de déchets de plâtre.

Compte tenu de la relative innocuité des déchets de plâtre comparé à d'autres types de déchets (voir chapitre 2), se pose la question d'un éventuel assouplissement des conditions d'aménagement des casiers destinés à accueillir les déchets de plâtre, par rapport aux règles stipulées pour les Classe 2 (caractéristiques des barrières, collecte des lixiviats, etc.). Un tel assouplissement est, en effet, autorisé par la réglementation dès lors que (article 3.4 de l'Annexe I de la Directive 99/31/CE ; JOCE, 1999) : « *sur la base d'une évaluation des risques pour l'environnement, ..., il est établi que la décharge n'entraîne aucun risque potentiel pour le sol, les eaux souterraines ou les eaux de surface, les exigences peuvent être assouplies en conséquence* ».

Dans le cas d'un stockage de déchets de plâtre, le principal milieu susceptible d'être affecté est celui des eaux souterraines. Par conséquent la Direction de la Prévention

des Pollutions et des Risques (DPPR) a demandé au BRGM de réaliser une évaluation des risques pour le cas des déchets de plâtre.

A noter que plusieurs évaluations des risques liés au stockage de déchets de plâtre ont déjà été réalisées par le passé (voir notamment Schmitt et Viennot, 1996, 1998, Charbonnier et al., 2000). Mais certaines des hypothèses de calcul adoptées par ces précédents auteurs sont différentes (et parfois moins sécuritaires) de celles sélectionnées par le Comité d'Adaptation Technique (TAC), dont les travaux de modélisation ont servi à établir les critères d'admission des déchets dans les différentes catégories de décharges (voir Hjelm et al., 2001).

L'objectif du présent travail est donc d'établir, en se conformant le plus possible aux hypothèses de calcul du TAC, quelles sont les caractéristiques des casiers spécifiques de stockage de déchets de plâtre qui permettent de garantir à tout moment le respect de l'objectif de qualité des eaux souterraines (voir le chapitre 3).

2. Déchets de plâtre : typologie et toxicité potentielle

2.1. L'ION SULFATE : QUELLE TOXICITE ?

Le principal constituant du plâtre est le sulfate de calcium. Ce sulfate de calcium peut avoir différents degrés d'hydratation (anhydrite, gypse, bassanite,...), mais sous l'action de l'eau, le sulfate de calcium des déchets de plâtre va s'hydrater et on peut donc supposer une composition proche de celle du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Parce que le gypse est soluble dans l'eau (voir chapitre 3), l'action de l'eau entraîne une libération d'ions calcium (Ca^{2+}) et sulfate (SO_4^{2-}).

Selon l'OMS (2004), l'ion sulfate est « *l'un des anions les moins toxiques* ». Des concentrations élevées peuvent toutefois avoir un effet purgatif ou entraîner une déshydratation et une irritation gastro-intestinale. L'absorption moyenne journalière d'ion sulfate est d'environ 500 mg, la nourriture constituant généralement la principale source. Mais certaines eaux naturelles contiennent des concentrations élevées en sulfates (voir par exemple l'eau de Contrex avec environ 1340 mg/l de SO_4^{2-}) et dans ce cas, la consommation d'eau peut constituer la source principale d'absorption.

Aucune limite de concentration en ion sulfate n'est proposée sur la base d'effets sanitaires (OMS, 2004). Toutefois, en raison de possibles effets gastro-intestinaux (notamment laxatifs) l'OMS recommande que les autorités sanitaires soient informées dès lors que l'eau de boisson présente des concentrations en ion sulfate supérieures à 500 mg/l. De son côté, l'agence américaine pour les substances toxiques (ATSDR) n'inclut aucune information relative à l'ion sulfate.

Les réglementations françaises et européennes relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (JOCE, 1998 ; JORF, 2001) fixent une limite en ion sulfate de 250 mg/l. On notera deux caractéristiques de cette valeur seuil :

- elle n'est pas établie sur la base d'effets sanitaires,
- elle est seulement inférieure d'un facteur d'environ 6 à la limite de solubilité de l'ion sulfate dans l'eau (voir chapitre 3).

Ces deux caractéristiques permettent d'expliquer en partie la relative « pression » à laquelle sont soumis les déchets de plâtre depuis quelques années.

Mais un aspect significatif du problème des déchets de plâtre tient au fait que l'ion sulfate est évolutif pour certaines conditions géochimiques des eaux souterraines. Comme le montre la Figure 1 (réalisé avec le code « Geochemist's Workbench ; Bethke, 1998), dans un milieu pauvre en oxygène (milieu anoxique) et à des valeurs faibles de pH, la forme aqueuse du soufre est le sulfure d'hydrogène (H_2S).

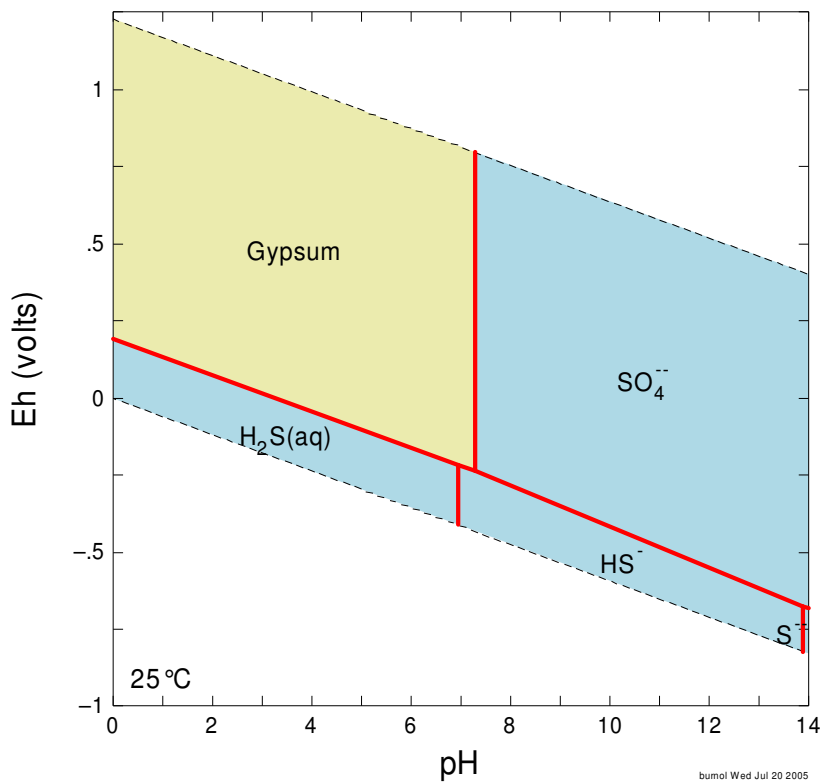


Figure 1 : Diagramme Eh-pH de la stabilité du gypse.

Ce composant est un gaz dont l'odeur, aisément reconnaissable, d'oeuf pourri est détectable à de très faibles concentrations (inférieures à 0.8 µg/l dans l'air ; OMS, 2004). La toxicité de ce gaz par inhalation peut être élevée (irritation des yeux, du nez ou de la gorge) mais celle liée à la consommation d'eau n'est pas connue car il est extrêmement improbable qu'une personne consomme une eau contenant une concentration significative en H₂S. Pour cette raison, aucune limite de concentration dans l'eau destinée à la production d'eau de boisson n'est fixée. Pour ce composé, les seuils pertinents sont ceux relatifs aux qualités organoleptiques de l'eau (odeur, saveur).

Une concentration en sulfates peut donc représenter un risque significatif pour les eaux souterraines si les conditions chimiques des eaux favorisent la réduction des sulfates en sulfures. C'est le cas notamment des eaux souterraines de qualité dégradée en raison d'apports anthropiques de matière organique ayant généré des conditions réductrices liées à la consommation d'oxygène par les bactéries responsables de la dégradation de la matière organique.

Mais, comme il est discuté dans la section suivante, la matière organique peut venir également des déchets de plâtre eux-mêmes.

2.2. QUELS DECHETS DE PLATRE ?

Compte tenu de la place du plâtre dans l'industrie, notamment du bâtiment, il existe une grande variété de déchets de plâtre. Les déchets de plâtre qui nous intéressent pour le présent rapport sont principalement les déchets à « forte » proportion de plâtre. Les déchets de démolition triés contenant des traces de plâtre relèvent, quant à eux, des déchets admissibles sans test dans les centres de stockage de déchets inertes (section 2.1.1 de la Décision du Conseil).

Les caractéristiques des déchets de plâtre qui nous intéressent ici sont celles qui vont influencer le comportement des déchets à la lixiviation ainsi que l'éventuelle évolution de l'ion sulfate. Ce comportement définit ce que l'on appelle le « terme source », c'est à dire la manière dont vont évoluer les concentrations en ion sulfate dans les lixiviats qui se forment lorsque de l'eau de pluie percole au travers des déchets.

Compte tenu de ce qui précède, les caractéristiques retenues sont :

- la proportion de plâtre dans le déchet,
- la proportion de matière organique dégradable (papier, carton, bois, etc.) dans le déchet.

Une première liste de matériaux à base de plâtre, susceptibles de faire l'objet de stockage dans des casiers spécifiques tel que prévu par la Décision du Conseil, communiquée au BRGM par la DPPR, a été établie en concertation avec le Syndicat National de l'Industrie du Plâtre (SNIP) et la Fédération Française du Bâtiment (FFB). Cette liste comprend :

- 1) Les plaques de plâtre cartonnées.
- 2) Les complexes d'isolation.
- 3) Les carreaux de plâtre.
- 4) Le plâtre en enduits (sur supports inertes).
- 5) Les parements plafond à plaque plâtre.
- 6) Le staff.
- 7) Le plâtre sur ossature métallique.

Cette liste a été transmise à la société Lafarge pour avis et pour obtenir des informations quantitatives ou semi quantitatives concernant les deux caractéristiques évoquées précédemment. Les informations fournies (D. Fourtier, comm. pers., 2005) sont synthétisées ci-dessous. Par rapport à cette liste, deux catégories ont été rajoutées : 8) Lattis bois en plafond et 9) Cloisons alvéolaires.

Les proportions de plâtre dans ces différentes catégories de matériau sont caractérisées par la mention « forte » (> 40% en poids), « faible » (< 5%) et « moyenne » (entre 10 et 30%). A noter qu'il s'agit d'ordres de grandeur. Pour la proportion de matière organique dégradable (papier, carton, bois) une indication qualitative est fournie. Cette indication permet néanmoins d'identifier les catégories de

déchets pour lesquels un stockage en casiers spécifiques sur des centres de Classe 2 paraît difficilement envisageable à moins d'un tri préalable pour réduire la proportion de matière organique. Le fonctionnement de ces casiers spécifiques étant basé sur le principe des centres de Classe 3 (atténuation naturelle des flux), on a supposé que les déchets devraient respecter le seuil sur le Carbone Organique Total (COT) spécifié pour les déchets dits inertes, c'est à dire 3% par rapport à la masse totale (section 2.1.2.2 de la Décision du Conseil). Par contre, la Décision du Conseil spécifie une valeur légèrement plus élevée (5%) pour les déchets autres que des déchets de plâtre qui seraient mélangés avec des déchets de plâtre.

A noter que les indications ci-dessous ne prennent pas en compte la possible présence de revêtements sur les plaques et carreaux : peintures, papier peints, faïences murales, tissus ou moquettes murales.

1) Plaques de plâtre cartonnées

Ces plaques contiennent une "forte" proportion de plâtre. Une plaque de plâtre pèse environ 10 kg/m². Le papier de la plaque est inclus dans cette masse pour environ 400 g/m² soit 4%.

2) Complexes d'isolation

Il s'agit d'une plaque de plâtre avec un isolant contrecollé. Les plus courants sont le polystyrène expansé (PSE) et la laine minérale. On rencontre aussi du polystyrène extrudé, et de la mousse de polyuréthane. En masse, le complexe avec PSE est à classer dans les "fortes" proportions de plâtre (8 kg/m² de plaque de plâtre contre 1,2 kg/m² de PSE). Idem pour le complexe avec laine minérale mais la laine est beaucoup plus lourde que le PSE ramenant le ratio plâtre/total à un ordre de grandeur de 50%.

En volume les isolants sont prépondérants (épaisseur de 80 à 100 mm pour 10 mm de plaque de plâtre).

3) Carreaux de plâtre

Ces éléments contiennent du plâtre quasiment pur, aux adjuvants près. La teneur en matière dégradable est nulle.

4) Plâtres en enduits (sur supports inertes)

Comme pour la catégorie précédente il s'agit de plâtre quasiment pur, aux adjuvants près. La teneur en matière dégradable est nulle.

5) Parement plafond à plaque plâtre

Il s'agit soit de plaques de plâtre cartonnées (catégorie 1) précédente), ou alors de dalles en plâtre avec éventuellement une âme en carton ou métallique. Il est difficile de préciser la composition de ces dalles car de multiples produits ont été fabriqués il y a une trentaine d'années et n'existent plus. Ce sont cependant toujours des produits à plâtre majoritaire.

6) Staff : plâtre et filasse

Le plâtre est majoritaire avec un taux de matière dégradable de l'ordre de 2%.

7) Plâtre sur ossature métallique

Il s'agit de plaques de plâtre (voir ci-dessus). La quantité d'ossatures métalliques est éminemment variable et dépend du degré de séparation à la démolition.

8) Lattis bois (en plafond)

Il s'agit d'une combinaison de plâtre et bois avec environ 50% de bois.

9) Cloisons alvéolaires

Elles sont composées de 2 plaques de plâtre entre lesquelles est collé un réseau en carton. Le plâtre y est majoritaire mais la proportion de carton est de l'ordre de 8%.

Ces différentes indications permettent d'ores et déjà de distinguer des catégories de matériaux pour lesquels un stockage dans des casiers spécifiques d'un centre de Classe 2, basé sur le principe d'un stockage de Classe 3, sera plus difficilement envisageable.

Type de matériau	Stockage en casier spécifique « Classe 3 » envisageable ?	Commentaires
1) Plaques de plâtre cartonées	Oui	Si la masse de papier/carton est inférieure à 3-5% en poids
2) Complexes d'isolation	?	Dépend de la proportion d'éléments isolants
3) Carreaux de plâtre	Oui	Plâtre quasiment pur
4) Plâtre en enduits (sur supports inertes)	Oui	Plâtre quasiment pur
5) Parements plafond à plaque plâtre	Oui ?	Suivant la proportion de matière dégradable
6) Staff.	Oui	Teneur en matière dégradable < 3-5%
7) Plâtre sur ossature métallique	Oui	
8) Lattis bois en plafond	Oui/Non*	Proportion de bois trop importante
9) Cloisons alvéolaire	Oui/Non*	Proportion de carton trop importante (environ 8%)

* : Non si absence de tri préalable afin de réduire la proportion de matière organique au dessous de 3-5%.

Tableau 1 - Types de matériaux envisageables en casier spécifique sur un site de Classe 2

3. Méthodologie et paramètres

3.1. INTRODUCTION

Les travaux du Comité d'Adaptation Technique (TAC ; voir Hjelmar et al., 2001), qui ont servi à élaborer les critères d'admission des déchets dans les différentes catégories de décharges, se sont appuyés notamment sur des calculs de modélisation de transferts de solutés dans les eaux souterraines. De manière schématique, la démarche a été la suivante :

- 1) Définir des hypothèses représentatives et « raisonnablement sécuritaires » concernant :
 - a. les dimensions du casier de stockage,
 - b. la hauteur de la colonne de déchets,
 - c. l'infiltration dans les déchets,
 - d. la durabilité des barrières artificielles,
 - e. les caractéristiques de l'aquifère sous-jacent,
 - f. etc.
- 2) Sélectionner un objectif de qualité des eaux souterraines à respecter.
- 3) Sélectionner un point de conformité, situé à une certaine distance du casiers, auquel l'objectif de qualité doit être respecté à tout moment.
- 4) Les paramètres étant fixés, établir par le calcul quelles sont les caractéristiques de la source (le déchet) qui permettent de respecter l'objectif de qualité au point de conformité.

Pour ce qui concerne l'ion sulfate, l'objectif de qualité dans les eaux souterraines est la valeur de 250 mg/l évoquée précédemment (seuil pour l'eau destinée à la consommation humaine).

Pour le point 3), la distance sélectionnée par le TAC diffère selon que l'on considère un ion mobile (comme l'ion sulfate ou chlorure) ou un ion peu mobile (plomb, zinc, etc.). Pour les ions mobiles, la distance de la limite aval du casier de stockage à laquelle l'objectif de qualité doit être respecté est de 200 mètres. Cette distance étant prise dans l'axe du panache (voir chapitre 4), on définit ainsi le « Point de Conformité » auquel l'objectif de qualité doit être respecté.

Les autres paramètres, relatifs aux points 1) et 4), sont discutés ci-après.

3.2. PARAMETRES DU « TERME SOURCE »

Le terme source décrit la manière dont les concentrations en soluté (en l'occurrence l'ion sulfate) vont évoluer au cours du temps sous l'effet d'une mobilisation par l'eau de pluie qui s'infiltré dans le massif de déchet. Une fois cette évolution établie, elle peut être fournie à un modèle de calcul qui simule le devenir du soluté dans les eaux souterraines.

Lors des travaux du TAC, la définition du terme source a fait l'objet de très nombreuses discussions. Deux options « génériques » peuvent en effet être envisagées :

- 1) La concentration en ion sulfate dans le lixiviat est constante et contrôlée par la solubilité par rapport au gypse,
- 2) La concentration en ion sulfate décroît au cours du temps.

Le choix entre l'une ou l'autre de ces options va dépendre principalement de la proportion de matériau (le plâtre) qui, par dissolution, alimente la concentration en ion sulfate dans le lixiviat. Lors des travaux du TAC, il a été considéré systématiquement que la concentration source décroissait de manière exponentielle au cours du temps, selon l'équation suivante (Annexe A) :

$$C_s = C_o \exp(-LS k) \quad \text{avec : } LS = \frac{I t}{d h} \quad (1)$$

où :

C_o est la concentration aux premiers instants de percolation,

LS est le ratio liquide sur solide,

I est l'infiltration dans les déchets (une hauteur de pluie),

t est le temps,

d est la « densité sèche » du déchet (masse sèche par unité de volume total),

h est la hauteur de la colonne de déchet

k est un paramètre (appelé « kappa ») qui contrôle la vitesse de décroissance exponentielle et dont la signification physique est explicitée en Annexe A.

A noter que si I est en mm/an, t en années, d en kg/m^3 et h en mètres alors on obtient LS en l/kg (unité la plus usuelle).

Comme il est montré en Annexe A, le « modèle » physique qui correspond à cette équation est un modèle de « réacteur parfaitement agité à dilution continue ». En effet, ce modèle fait l'hypothèse que, dès le premier « essuyage » du déchet par l'eau d'infiltration, toute la masse mobilisable est mise en solution, ce qui résulte en une concentration C_o dans le fluide interstitiel du déchet, après quoi cette concentration initiale est progressivement « diluée » par l'eau de pluie qui s'infiltré dans la colonne de déchets.

Lors des travaux du TAC, le choix du type de terme source a eu une conséquence importante sur le critère de qualité du déchet résultant des calculs de modélisation, conséquence qui, comme il est expliqué ci-après, n'est pas intuitivement évidente. En effet, le fait de considérer une source décroissante (donc a priori moins pénalisante

pour la qualité des eaux souterraines qu'une source constante) a eu pour effet de minorer le critère de qualité (et donc de le rendre plus strict). La raison tient au fait que le critère de qualité est exprimé en termes d'une émission cumulée (en mg/kg) à partir du déchet pour un certain ratio liquide sur solide LS (voir le point 2.1.2.1 de la Décision du Conseil). Comme il est illustré dans la Figure 2, pour un même respect de l'objectif de qualité, exprimé en termes d'une concentration dans l'eau souterraine, l'hypothèse d'une source décroissante se traduit par une émission cumulée inférieure (pour une valeur de LS donnée).

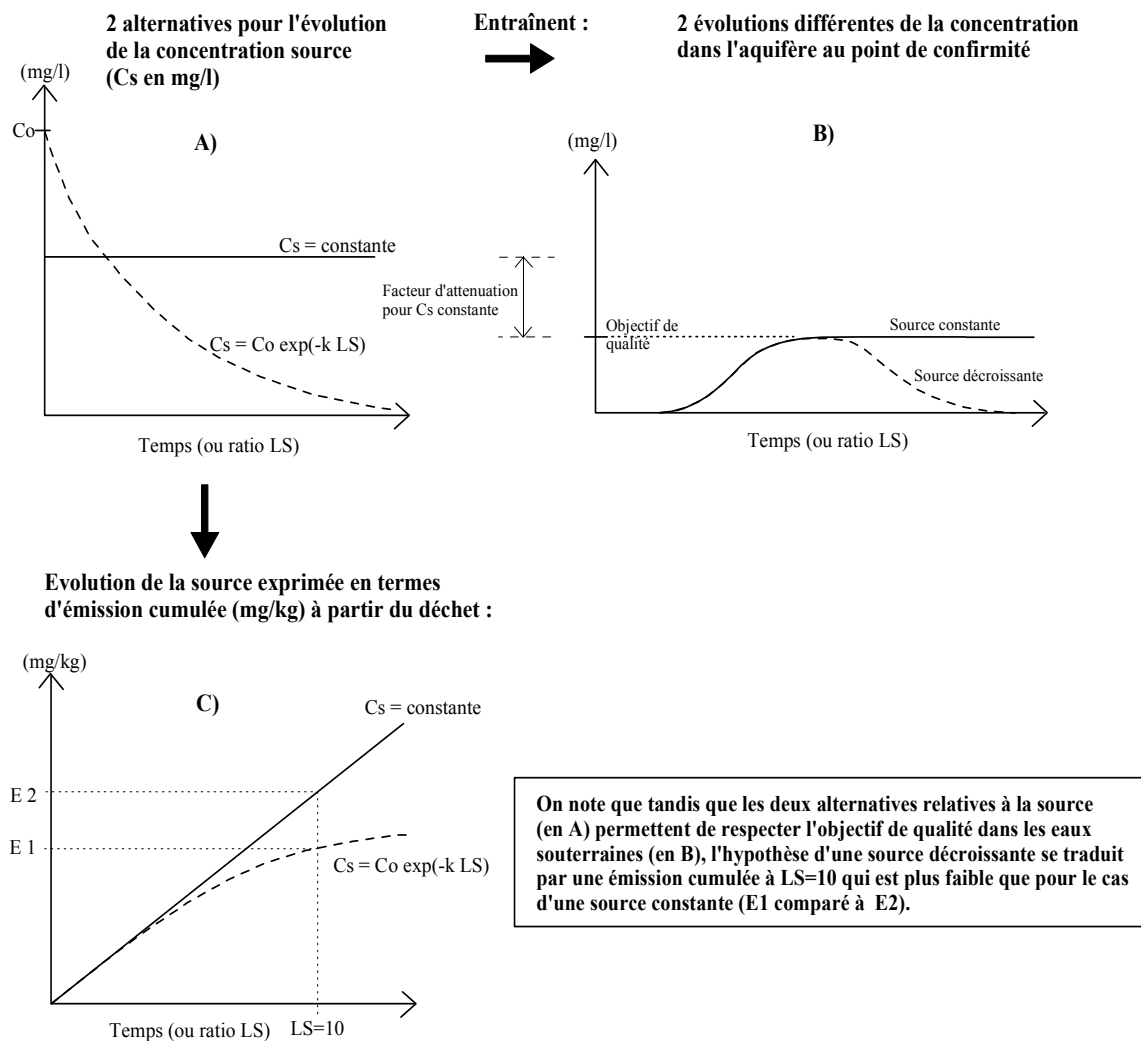


Figure 2 : Explication schématique des conséquences du choix du terme source sur le critère de qualité de la Décision du Conseil.

Bien que les travaux du TAC n'aient retenu que l'hypothèse d'une source décroissante, pour le cas des déchets de plâtre cette hypothèse ne peut être valable que pour des déchets dont la proportion de plâtre est très faible. Compte tenu de la solubilité

importante du gypse (voir plus bas), tant qu'il reste du gypse à dissoudre, la concentration en sulfate restera proche de la limite de solubilité.

Des travaux réalisés par POLDEN (J. Méhu, comm. pers. 2005) montrent que dans du déchet de démolition trié contenant 5% en poids de plâtre, la concentration en sulfates demeure constante jusqu'à des valeurs de LS significatives. Des expériences en laboratoire de lixiviation de dépôts de plâtre dans des déblais de démolition (Schmitt et Viennot, 1996, 1998) montrent qu'avec un taux voisin de 15% de plâtre dans les déblais, on observe des lixiviats saturés en sulfates. Selon ces auteurs, lorsque le taux est ramené à 3% de plâtre, la concentration en sulfates diminue de manière significative.

Compte tenu de ce qui précède, il a été tenu compte dans ce travail des deux comportements de terme source : l'un (source constante) correspondant à des déchets contenant une proportion de plâtre moyenne à forte (> 10% environ en poids) et l'autre (source décroissante) correspondant à des déchets contenant une faible proportion de plâtre (< 5% environ).

A noter que l'objectif étant ici de déterminer les conséquences de la dimension des casiers de stockage sur les concentrations dans les eaux souterraines (et non pas de fixer des seuils d'émission cumulée comme lors du TAC), l'effet « paradoxal » évoqué précédemment concernant l'hypothèse sur le terme source n'intervient pas.

A noter également que, conformément à l'analyse de Schmitt et Viennot (1996), l'ion sulfate est considéré se comporter comme un traceur parfait. En effet, à moins d'avoir affaire à des conditions très réductrices (cas notamment d'un aquifère dont la qualité est très dégradée) et compte tenu de la solubilité élevée du gypse (voir ci-dessous), l'ion sulfate va migrer dans l'eau souterraine sans être influencé de manière significative par des phénomènes de précipitation.

a) Source constante

Pour le cas d'une source à concentration constante, il est fait l'hypothèse d'une concentration contrôlée par l'équilibre par rapport au Gypse. Un calcul à l'aide du code de géochimie Phreeqc (Parkhurst et Appelo, 1999) donne une solubilité du soufre dans une eau en équilibre vis à vis du gypse, à pH neutre et à une pression partielle de CO₂ en équilibre avec la pression atmosphérique, de 1.56×10^{-2} mole/l. En prenant la masse molaire de l'ion sulfate, cette valeur revient à une concentration de 1502 mg/l. Cette valeur est presque identique à celle utilisée par Schmitt et Viennot (1996) pour leurs simulations : 1500 mg/l.

Cette source constante est supposée avoir une durée « infinie ». On peut vérifier la pertinence de cette hypothèse en considérant une certaine configuration de stockage. En reprenant certaines hypothèses du TAC :

- hauteur de la colonne de déchet : 20 m
- densité sèche du déchet de 1500 kg/m³

En supposant une proportion minimale de plâtre pour ce type de déchet de 10%, on obtient une masse de plâtre par m² de surface offerte à la pluie de 3000 kg/m². En considérant le rapport de masse molaire entre l'ion sulfate et le gypse (56%) on arrive à une masse de sulfate mobilisable de 1670 kg/m². Le flux massique d'émission de sulfate est calculé à partir d'une concentration de 1500 mg/l et une infiltration verticale de 100 mm/an. Cette dernière valeur, inférieure à celle supposée pour le TAC (300 mm/an) est jugée plus représentative de l'infiltration efficace au travers d'une couverture simple, semi-perméable (coefficient de perméabilité de l'ordre de 10⁻⁶-10⁻⁷ m/s) sur un casier de stockage en France. On obtient un flux massique (d'exportation de sulfates) de 0.15 kg/an/m². On en déduit donc qu'il faudrait plusieurs milliers d'années pour mobiliser tout le plâtre contenu dans la colonne de 20 m : l'hypothèse d'une source constante de durée « infinie » paraît donc justifiée.

A noter que la durée estimée ci-dessus suppose que les déchets sont recouverts instantanément, ce qui ne correspond pas à la réalité. Il y aura une période (la période d'exploitation) durant laquelle le casier sera ouvert aux précipitations. Pour certaines simulations présentées dans le chapitre suivant on a supposé une durée d'exploitation « moyenne » de 3 ans. Durant cette période, le flux massique est contrôlé par une pluie efficace de 650 mm/an (toujours avec une concentration de 1500 mg/l). Comme le montrent les résultats du chapitre suivant, cette période d'exploitation a une influence importante sur le pic de concentration dans l'eau souterraine.

D'autres scénarios ont été simulés en supposant que durant la période d'exploitation, les lixiviats étaient collectés pour être ensuite éliminés. Cela suppose un fond de casier en pente, une collecte gravitaire des lixiviats ou alors l'utilisation d'une pompe de relevage pour la collecte. Cette hypothèse permet d'éliminer le pic de concentration lié à la période d'exploitation durant laquelle la pluie brute vient lessiver les déchets de plâtre.

b) Source décroissante

La forme de la source décroissante dépend des deux paramètres (Equation 1) C_o et kappa. Pour la valeur de C_o, on suppose de nouveau la limite de solubilité de 1500 mg/l. Pour la valeur de kappa, les valeurs adoptées par le TAC étaient basées sur des essais en laboratoire de lixiviation en colonne réalisés aux Pays-Bas par H. Van der Sloot (communication au TAC). Pour l'ion sulfate émis par des déchets de démolition, la valeur communiquée était : 3.3 kg/l. Compte tenu de la signification physique du paramètre kappa (voir en Annexe A), et en supposant une densité sèche (masse sèche par unité de volume total) du déchet de 1500 kg/m³ (hypothèse TAC), cette valeur de kappa correspondrait à une porosité volumique du déchet de 50%.

Pour les besoins des simulations présentées dans le chapitre suivant, le comportement de la source décroissante a été exprimé en fonction du temps par :

$$C_s(t) = C_o \exp(-\lambda t) \quad (2)$$

La correspondance avec l'Equation (1) est obtenue par l'intermédiaire du ratio LS et se traduit, pour les valeurs des paramètres sélectionnées, par une valeur $\lambda = 0.011 \text{ an}^{-1}$.

c) Synthèse des scénarios « terme source »

Le tableau ci-dessous résume les principales hypothèses relatives au terme source adoptées pour les scénarios simulés.

Hypothèse « flux d'eau »	Hypothèse « concentration »	Scénario
Variable : pas d'évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation du casier	Constante : teneur en plâtre élevée	1
	Décroissante : teneur en plâtre faible	2
Constant : évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation du casier	Constante : teneur en plâtre élevée	3
	Décroissante : teneur en plâtre faible	4

3.3. PARAMETRES DU MILIEU GEOLOGIQUE

Les paramètres les plus importants à considérer sont :

- la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine
- les paramètres de dispersion dans l'eau souterraine,
- la recharge de la nappe,
- l'état initial de la nappe,
- la distance séparant le fond du casier de la nappe.

Pour les travaux du TAC, la nappe est séparée du fond du casier par une distance de 1 m. L'aquifère a une concentration initiale en soluté très faible (supposée nulle).

Le TAC a considéré deux hypothèses pour la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine : 4 m/an et 20 m/an.

Si on suppose une faible (approche sécuritaire) valeur de conductivité hydraulique (coefficient de perméabilité) pour l'aquifère : 10^{-5} m/s , un gradient hydraulique « moyen » (0.5%), ainsi qu'une valeur typique de porosité cinématique (10%), on obtient une vitesse d'écoulement de l'eau souterraine de 16 m/an, valeur qui se situe à l'intérieur de la fourchette utilisée par le TAC. C'est cette valeur qui a été spécifiée pour

les simulations présentées dans ce rapport, sachant que pour les simulations numériques, la configuration simulée est telle que cette valeur de 16 m/an est respectée en limite amont du casier de stockage (la vitesse d'écoulement varie en fonction de la recharge).

Il convient de souligner ici le caractère sécuritaire de la valeur de perméabilité sélectionnée. D'après Freeze et Cherry (1979), un aquifère de bonne productivité, pouvant donc constituer une ressource en eau souterraine, possède une transmissivité (le produit de l'épaisseur par la conductivité hydraulique) d'au moins $0.015 \text{ m}^2/\text{s}$. Or, même en considérant une épaisseur d'aquifère très importante (100 m), cette transmissivité se traduit par une conductivité hydraulique de $1.5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$; c'est à dire une valeur supérieure de plus d'un ordre de grandeur à la valeur de 10^{-5} m/s considérée ici. Ajoutons à cela que pour les travaux du TAC, une épaisseur d'aquifère de seulement 5 m était supposée (ce qui donnerait une conductivité hydraulique de $3 \times 10^{-3} \text{ m/s}$ pour arriver à la transmissivité limite évoquée ci-dessus). Ceci illustre le fait que la « cible » eau souterraine considérée par le TAC (et dans ce travail) ne peut être considérée comme représentative d'un aquifère susceptible de représenter une bonne ressource en eau souterraine. Il s'agit d'un aquifère très peu productif constitué, par exemple, de sédiments sablo-limoneux.

Les paramètres de dispersion adoptés sont les mêmes que ceux utilisés pour les travaux du TAC :

- coefficient de dispersivité longitudinale : 20 m, c'est à dire un dixième de la distance au point de conformité (voir Gelhar et al., 1992),
- coefficient de dispersivité latérale horizontale : 4 m,
- coefficient de dispersivité latérale verticale : 0.4 m.

Pour la recharge de la nappe, une légère distinction a été faite entre le casier de stockage et la surface environnante. Pour cette dernière il est supposé une pluie efficace de 150 mm/an (valeur moyenne typique) tandis que sur le casier de stockage couvert on suppose 100 mm (650 mm si le casier est en exploitation). Cette infiltration efficace correspond typiquement à une couverture semi-perméable (matériau sablo-limoneux et pas trop argileux ; coefficient de perméabilité de l'ordre de 10^{-6} - 10^{-7} m/s) avec une pente de l'ordre de 2-5%.

4. Résultats des simulations

4.1. CALCULS ANALYTIQUES DE DIMENSIONNEMENT

4.1.1. Introduction

Des calculs préliminaires ont été réalisés à l'aide du modèle MISP (Guyonnet, 2001). Ce modèle semi-analytique associe, par convolution, une solution analytique calculant la migration verticale d'un soluté émis par une source située au dessus de la nappe, avec une solution analytique pour le calcul de la dispersion tri-dimensionnelle du soluté dans la nappe (solution de Galya, 1987). Le modèle MISP (voir <http://www.brgm.fr/misp>) évite l'hypothèse simpliste, adoptée par certains outils de calcul, d'un mélange parfait et instantané entre le flux massique émis par la source et l'eau souterraine non contaminée.

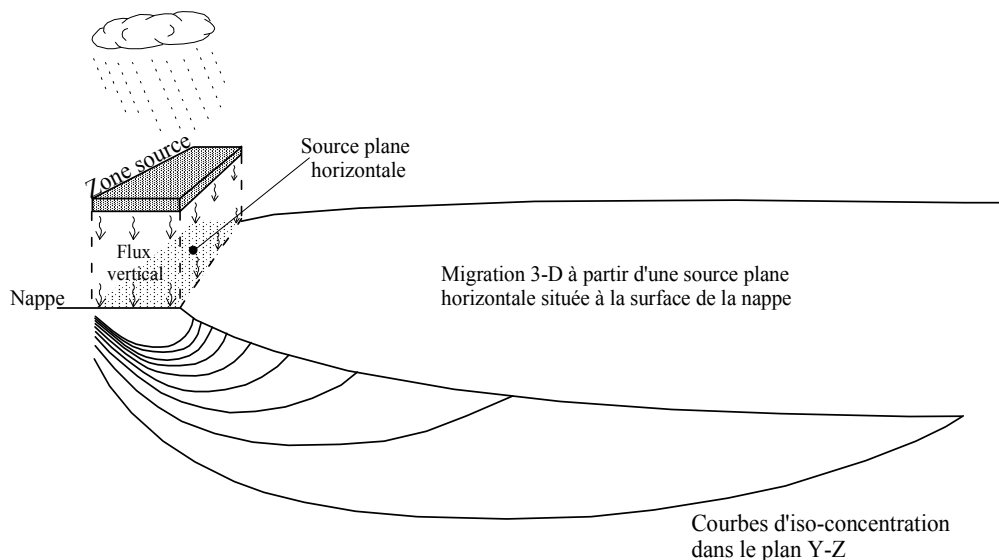


Figure 3 : Modèle MISP : schéma conceptuel

Comme il a été mentionné dans la section 3.1, le point de conformité est situé à une distance de 200 m de la limite aval de la zone source. Ce point est pris dans l'axe du panache de la Figure 3 et à la surface de la nappe (hypothèse sécuritaire).

Les simulations sont effectuées de manière itérative : les dimensions de la source (supposée carrée) sont modifiées progressivement pour arriver au respect de l'objectif de concentration (250 mg/l) au point de conformité.

4.1.2. Résultats pour des déchets à forte proportion de plâtre (hypothèse de concentration constante à la source)

Les résultats des simulations pour une concentration constante (1500 mg/l) sont présentés dans la Figure 4. Le pic de concentration observé à environ 20 ans est lié aux trois années d'exploitation du casier durant lesquels les déchets sont soumis directement aux précipitations (hypothèse d'une infiltration de 650 mm/an durant ces trois années). Après cette période de 3 ans, l'infiltration dans les déchets n'est plus que de 100 mm/an.

Pour ces différentes hypothèses de calcul, le respect de l'objectif de concentration au point de conformité est obtenu pour une dimension du casier spécifique de 50 x 50 m. Cette dimension réduite s'explique, d'une part, par le caractère très sécuritaire des hypothèses de calcul du TAC pour ce qui concerne la vitesse d'écoulement dans les eaux souterraines et, d'autre part, par le fait que le modèle MISP ne prend pas en compte la recharge en aval hydraulique de la zone source (qui contribue à la dilution du panache). Les résultats obtenus par modèle numérique (section 4.2) permettent de prendre cette recharge en ligne de compte.

Sachant que la surface d'un fond de casier est inférieure à celle de la couverture, en raison de la pente des flancs, on notera que la dimension de 50 x 50 m correspond plutôt à la surface en fond de casier.

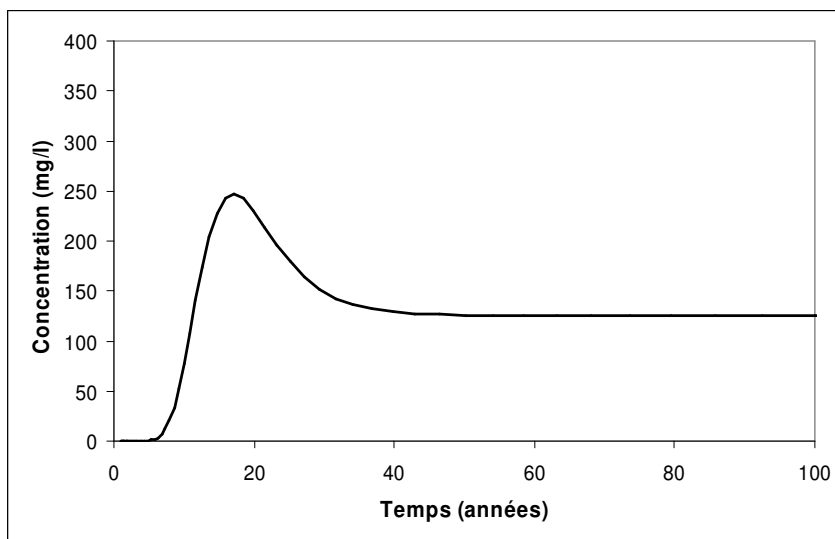


Figure 4 : Résultat MISP pour des déchets à forte proportion de plâtre

En faisant l'hypothèse d'une évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation du casier, on obtient la courbe de la Figure 5 pour un casier de 75 x 75 m.

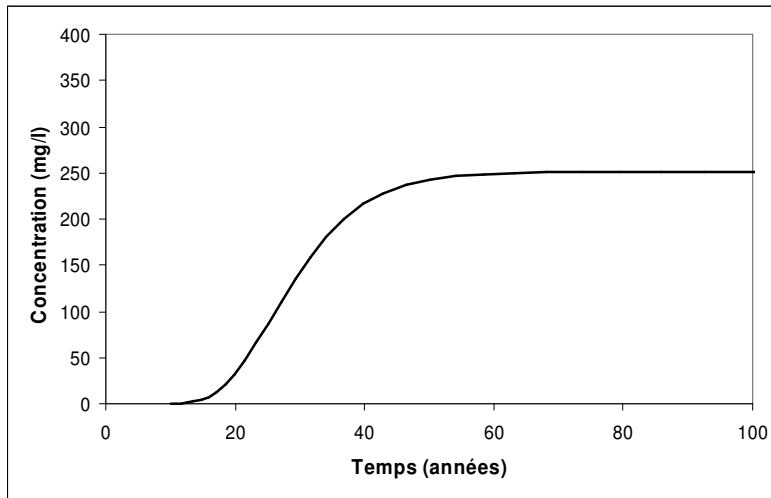


Figure 5 : Résultat MISP dans le cas d'une évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation (forte proportion de plâtre)

4.1.3. Résultats pour des déchets à faible proportion de plâtre (hypothèse de concentration décroissante à la source)

Les résultats des calculs pour des déchets à faible proportion de plâtre (source décroissante) sont présentés dans la Figure 6. Le respect de l'objectif de concentration au point de conformité est obtenu pour une dimension du casier spécifique de 80 x 80 m.

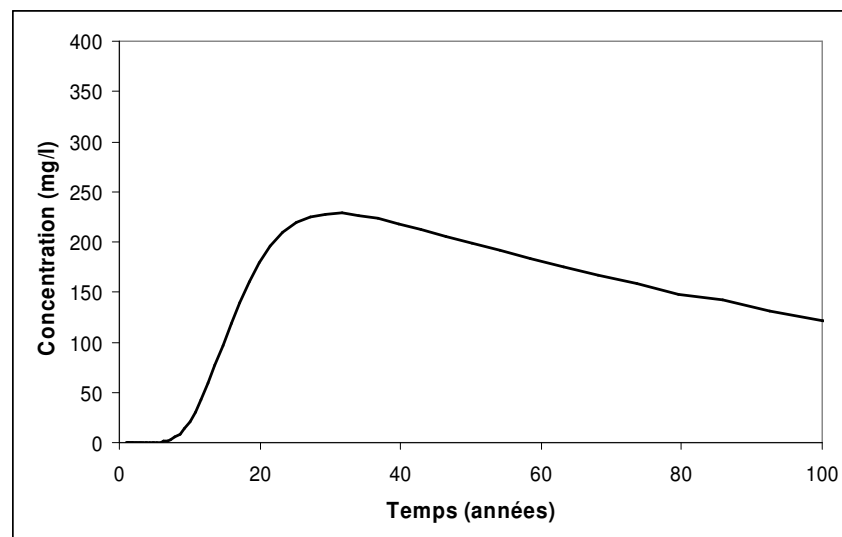


Figure 6 : Résultat MISP pour des déchets à faible proportion de plâtre

4.2. MODÉLISATION NUMÉRIQUE

Afin d'affiner les résultats obtenus à l'aide du modèle semi-analytique décrit ci-dessus, un modèle numérique tridimensionnel a été construit. Les 3 dimensions spatiales sont nécessaires car, sous l'effet de la dispersion, un polluant se propage en "s'étalant" non seulement dans un plan horizontal mais aussi dans un plan vertical (dans une moindre mesure). Ce mode de propagation est schématisé par la Figure 7. Ce schéma diffère de celui de la Figure 3 (modèle analytique) dans la mesure où dans le modèle numérique, le champ des vitesses varie spatialement.

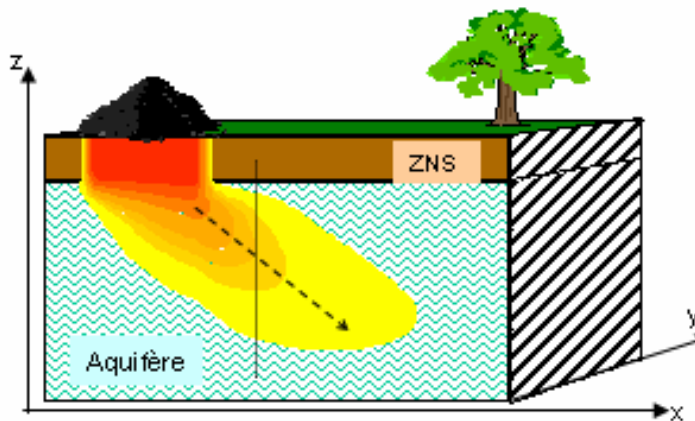


Figure 7 - Schéma de propagation dans un plan vertical d'une pollution "ponctuelle"

La concentration en un point donné (x,y) varie suivant la verticale dans une configuration simple (en particulier milieu homogène, existence d'un plan de symétrie,...). Elle sera maximale, à la verticale d'un point considéré, sur l'axe de propagation du polluant indiqué dans la Figure 7.

4.2.1. Caractéristiques du modèle

Le logiciel utilisé est le logiciel Visual-Modflow de la société WHI. Ce modèle a été préféré au modèle MARTHE développé par le BRGM (Thiéry, 1993) car à la date de réalisation des simulations présentées ici, le modèle MARTHE ne permettait pas de spécifier une dispersivité latérale verticale différente de la dispersivité latérale horizontale (§ 3.3). Cette lacune a été corrigée depuis.

Discrétisation spatiale

Le domaine modélisé correspond à une zone de 3 km de long sur 1 km de large, discrétisée en mailles carrées de 20 m de côté.

Une épaisseur aquifère maximale de 30 m a été considérée a priori (de la cote 0 à la cote +30), discrétisée en 6 couches:

Couche	Epaisseur (m)
1	5 (de 0 à 5)
2	5 (de 5 à 10)
3	5 (de 10 à 15)
4	4 (de 15 à 19)
5	4 (de 19 à 23)
6	Epaisseur maximale de 7 m

Les premiers essais avec les paramètres de modélisation pris en compte (cf § 4.2.2. ci-dessous) ont montré que le point haut de la surface libre de la nappe se situait à la cote 27 m . La hauteur maximale aquifère dans la première couche de mailles est donc de 4 m. Elle décroît ensuite vers l'aval, décroissance fonction de la pente de la surface libre.

Discretisation temporelle

Pour tenir compte du changement de régime d'infiltration au niveau des casiers, flux d'eau annuel de 650 mm pendant 3 ans puis 100 mm à partir de la 4^{ième} année, la modélisation a été conduite en régime hydraulique transitoire. La durée des simulations a été fixée à 60 ans, cette période étant subdivisée en 36 pas de temps:

- 30 pas de temps de 1 an,
- 6 pas de temps de 5 ans.

Les simulations de la propagation du SO₄ ont été faites sur cette base temporelle.

Contrainte

La contrainte d'une vitesse réelle u de l'ordre de 16 m/an (cf § 3.3), impose un ajustement de la perméabilité K et du gradient d'écoulement J , la porosité cinématique ω_c étant fixée à 10 % ($u = \frac{K.J}{\omega_c}$).

Cet ajustement a nécessité quelques simulations préliminaires et a conduit aux conditions aux limites et aux paramètres définis ci-dessous.

Conditions aux limites

En imposant deux limites à potentiel imposé (Ouest et Est) et deux limites à flux nul (Nord et Sud), la prise en compte d'une recharge (150 mm/an en dehors de la zone des casiers) se traduit par la formation d'un dôme piézométrique divisant le domaine en 2 zones d'écoulement, l'une vers l'Ouest, l'autre vers l'Est (figure 6).

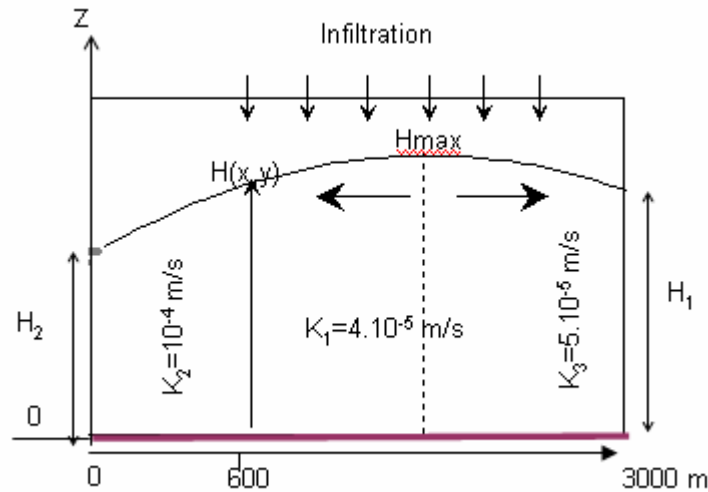


Figure 6: configuration d'écoulement entre 2 limites à potentiel imposé avec recharge

La condition imposée à l'Ouest a été fixée à $H_2 = 20$ m et la condition à l'Est a été fixée à $H_1 = 25$ m .

4.2.2. Paramètres

Paramètres hydrodynamiques

- *Perméabilité*

Corrélativement aux conditions imposées aux limites, pour respecter la contrainte de vitesse, 3 zones de perméabilité (figure 6) ont été introduites:

$$K_1 = 4.10^{-5} \text{ m/s} \quad K_2 = 10^{-4} \text{ m/s à l'Ouest,} \quad K_3 = 5.10^{-4} \text{ m/s}$$

- *Coefficient d'emmagasinement*

L'hydrodynamique étant transitoire, un coefficient d'emmagasinement de 15 % a été choisi (supérieur à la porosité cinématique).

Paramètres du transport

Les valeurs utilisées sont les suivantes:

Porosité cinématique	10 %
Dispersivité longitudinale	20 m
Dispersivité transversale horizontale	4m
Dispersivité transversale verticale	0.4 m

4.3. RÉSULTATS

On présente dans ce qui suit les résultats obtenus pour une surface du casier égale à $80 \text{ m} \times 80 \text{ m}$, surface qui satisfait au mieux l'objectif du respect d'une concentration de

250 mg/l au point de conformité situé à 200 m de la limite aval du casier dans l'hypothèse d'une absence d'évacuation des lixiviats durant la période d'exploitation.

4.3.1. Hydrodynamique

Piézométrie

Les résultats sont présentés par la Figure 8 (carte des niveaux) et la Figure 9 (surface libre de la nappe).

Vitesses

Les valeurs de la composante de la vitesse suivant l'axe x (sens de l'écoulement général) sont données dans le tableau 2 pour les 4 premières couches et à deux dates: au bout de 1 an et au bout de 6 ans.

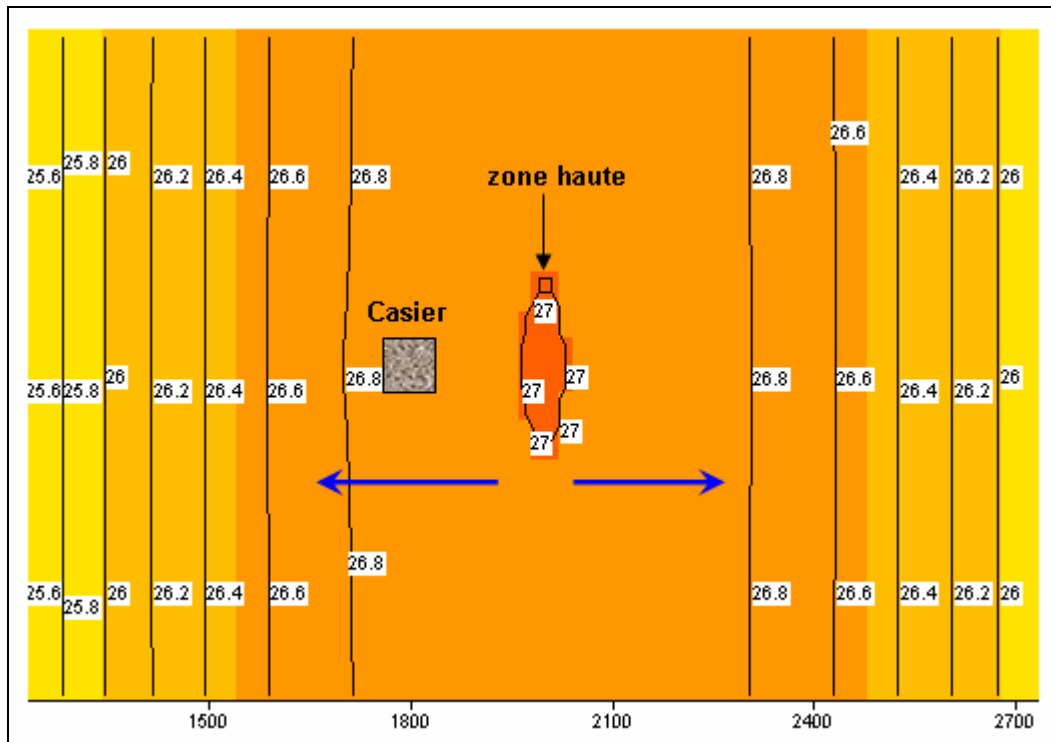


Figure 8 - Extrait de la carte des charges calculées (distances et charges en m)

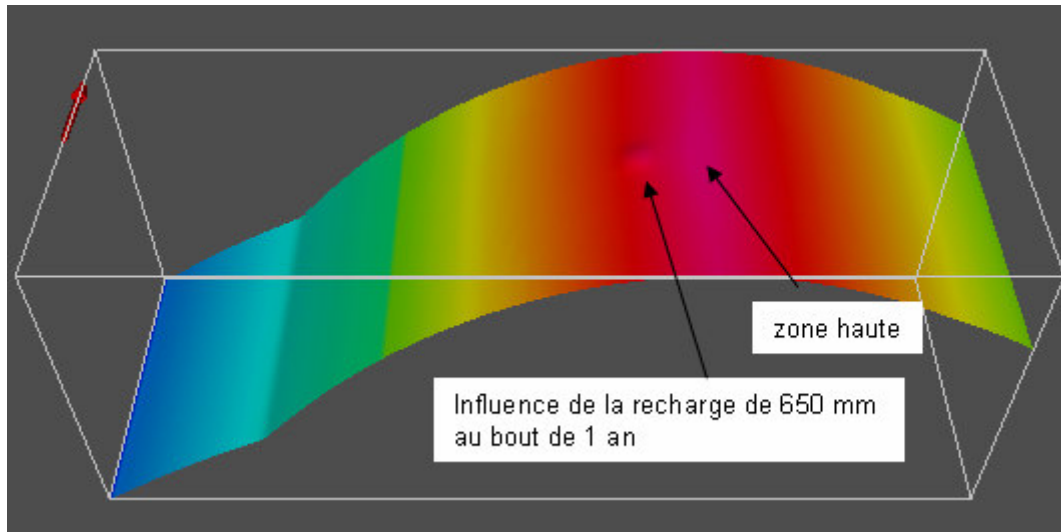


Figure 9 – Représentation de la surface libre de la nappe

t = 1 an		Distance X à la limite aval	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4
Point de conformité		1570	-25.5	-25.6	-25.6	-25.6
		1590	-24.4	-24.5	-24.5	-24.5
		1610	-23.3	-23.5	-23.5	-23.5
		1630	-22.3	-22.4	-22.4	-22.4
		1650	-21.4	-21.4	-21.4	-21.4
		1670	-20.6	-20.4	-20.4	-20.4
		1690	-20.0	-19.5	-19.5	-19.5
		1710	-20.0	-18.7	-18.6	-18.6
		1730	-21.2	-17.8	-17.8	-17.7
		1750	-25.3	-16.9	-16.8	-16.7
Limite de casier		1770	-23.2	-15.3	-15.2	-15.1
		1790	-14.9	-13.0	-12.9	-12.9
t = 6 ans		Distance X à la limite aval	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4
Point de conformité		1570	-24.7	-24.9	-24.9	-24.9
		1590	-23.6	-23.7	-23.7	-23.7
		1610	-22.4	-22.5	-22.5	-22.5
		1630	-21.2	-21.3	-21.3	-21.3
		1650	-20.1	-20.2	-20.2	-20.2
		1670	-18.9	-19.0	-19.0	-19.0
		1690	-17.7	-17.8	-17.8	-17.8
		1710	-16.4	-16.7	-16.7	-16.7
		1730	-15.1	-15.5	-15.5	-15.5
		1750	-13.4	-14.3	-14.3	-14.4
Limite de casier		1770	-12.4	-13.3	-13.3	-13.3
		1790	-12.0	-12.2	-12.3	-12.3

Tableau 2 - Valeurs de la composante suivant l'axe O-X des vitesses réelles.

4.3.2. Résultats des simulations de la propagation du SO₄

Scénario 1 : Concentration constante et flux d'eau variable

- *Concentration au casier*

La concentration est maintenue constante (égale à 1500 mg/l) dans le casier de 80 m × 80 m durant toute la simulation.

Sur la durée de la simulation (60 ans), la quantité de sulfate passée dans l'aquifère est:

$$M = C_0(I_1 \cdot S \cdot T_1 + I_2 \cdot S \cdot T_2)$$

$$C_0 = 1.5 \text{ kg/m}^3 \text{ et } S = 6400 \text{ m}^2$$

$$I_1 = 0.65 \text{ m/an et } T_1 = 3 \text{ ans}$$

$$I_2 = 0.1 \text{ m/an et } T_2 = 57 \text{ ans}$$

soit une masse de **73440 kg**.

- *Evolution des concentrations*

L'évolution des concentrations au point de conformité, à 200 m à l'aval du casier et dans l'axe de celui-ci, est donnée par la Figure 10 pour différentes cotes (comptées à partir du substratum à la cote 0) :

Couche	Cote de calcul De la concentration
C1 (de 23 m à 27 m) Surface libre à 26.6 m	24 m
C2 (de 19 à 23 m)	21 m
C3 (de 15 à 19 m)	17 m
C4 (de 10 à 15 m)	13 m
C5 (de 5 à 10 m)	8 m
C6 (de 0 à 5 m)	4 m

Les concentrations les plus fortes (au bout de 14 ans) s'observent en couches 5 et 4 : 248 mg/l en couche 5 et 240 mg/l en couche 4 (Figure 10), légèrement inférieures à la valeur guide de 250 g/l.

Lorsque les concentrations sont moyennées sur les couches (et pondérées par l'épaisseur des couches), on obtient les valeurs suivantes (Figure 11) :

- 2 et 3 (par exemple crépine de 8 m de la cote +15 à la cote +23): C_{max}= 166 mg/l
- 2, 3 et 4 (par exemple crépine de 13 m de la cote +10 à la cote +23): C_{max}= 195 mg/l
- 3 et 4 (par exemple crépine de 9 m de la cote +10 à la cote +19): C_{max}= 219 mg/l

Des valeurs moyennées sur une certaine épaisseur peuvent être jugées plus représentatives d'une eau prélevée dans un ouvrage qui échantillonne l'eau souterraine sur une certaine longueur de crépine.

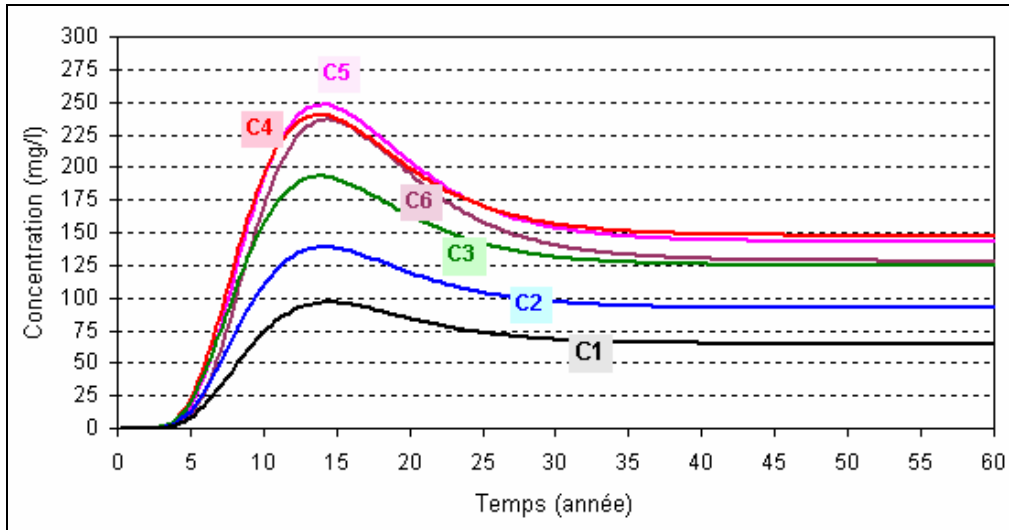


Figure 10 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier

La Figure 11 retrace l'évolution des concentrations moyennées.

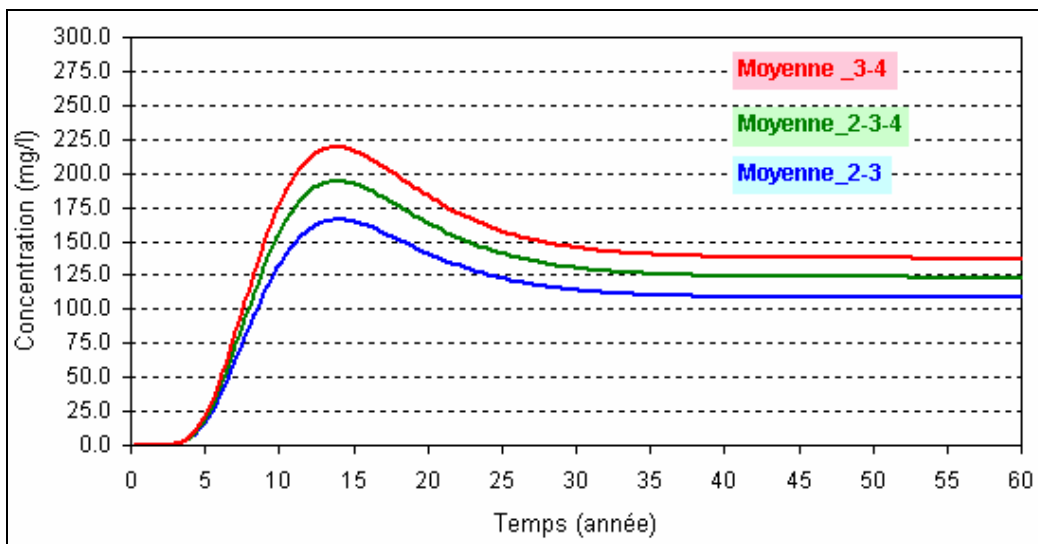


Figure 11 - Evolution des concentrations moyennes à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier

Scénario 2 : Concentration décroissante et flux d'eau variable

La concentration dans le casier décroît suivant la loi exponentielle suivante:

$$C(t) = C_0 \cdot \exp(-\lambda t) \quad \text{avec } C_0 = 1500 \text{ mg/l et } \lambda = 0.011 \text{ an}^{-1}$$

La concentration moyenne devant être affectée à chaque pas de temps $\Delta t = t_{i+1} - t_i$ du modèle est alors, en partant à chaque fois de la concentration $C(t_i)$ de la fin du pas de temps précédent:

$$\bar{C}_{\Delta t} = \frac{C(t_i)}{\Delta t} \int_0^{\Delta t} \exp(-\lambda t) dt = C(t_i) \frac{[1 - \exp(-\lambda \cdot \Delta t)]}{\lambda \cdot \Delta t} \quad \text{avec } \Delta t = t_{i+1} - t_i$$

Sur la durée de la simulation, 60 ans, la quantité de sulfate passée dans l'aquifère s'élève à **43 639 kg** (30 000kg de moins que dans le cas précédent).

- *Evolution des concentrations*

L'évolution des concentrations au point de conformité, à 200 m à l'aval du casier et dans l'axe de celui-ci, est donnée par Figure 12. Les cotes de calcul sont les mêmes que dans le cas précédent.

La baisse des concentrations à la source étant peu marquée au bout de 3 ans, les concentrations les plus fortes diffèrent peu de celles obtenues pour le cas d'une source maintenue à concentration constante. Elles s'observent aussi au bout de 14 ans dans les couches 4 et 5:

- 242 mg/l en couche C5
- 234 mg/l en couche C4

Lorsque les concentrations sont moyennées sur les couches (et pondérées par l'épaisseur des couches), on a les valeurs suivantes:

- 2 et 3 (par exemple crépine de 8 m de la cote +15 à la cote +23): $C_{\max} = 161 \text{ mg/l}$
- 2, 3 et 4 (par exemple crépine de 13 m de la cote +10 à la cote +23): $C_{\max} = 189 \text{ mg/l}$
- 3 et 4 (par exemple crépine de 9 m de la cote +10 à la cote +19): $C_{\max} = 213 \text{ mg/l}$

La Figure 13 retrace l'évolution des concentrations moyennées.

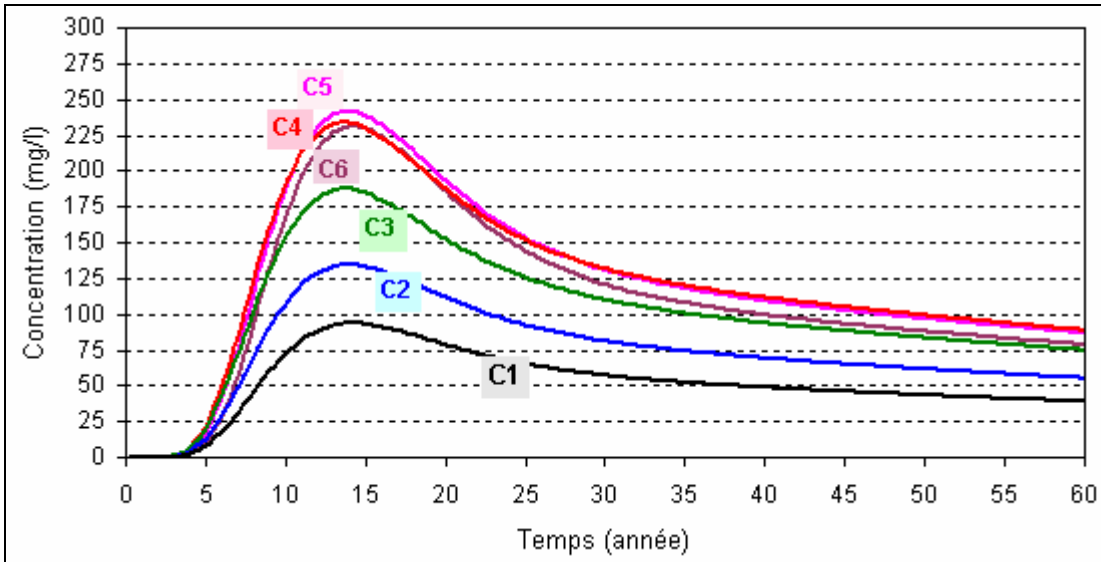


Figure 12 - Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier

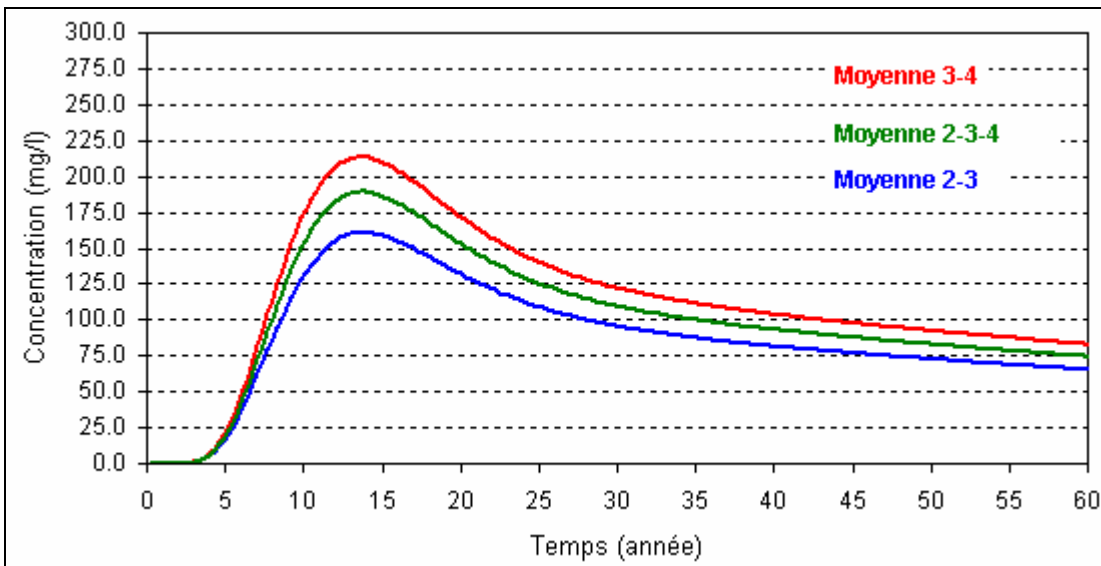


Figure 13 - Evolution des concentrations moyennes à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier

Scénario 3 : Concentration constante et flux d'eau constant

Les deux simulations précédentes sont reprises avec un flux d'eau infiltré de 100 mm/an sur toute la période de simulation (les 650 mm/an infiltrés durant les 3 premières années sont réduits à 100 mm/an).

Après quelques essais portant sur la taille du casier, on présente les résultats obtenus pour des dimensions de 120 m × 120 m .

Les concentrations les plus fortes (à partir de t=35 ans) s'observent en couches 4 et 5 (Figure 14) :

- 251 mg/l en couche 5 (légèrement supérieure à la valeur guide de 250 g/l),
- 246 mg/l en couche 4.

Lorsque les concentrations sont moyennées sur les couches (et pondérées par l'épaisseur des couches), on a les valeurs suivantes:

- 2 et 3 (par exemple crépine de 8 m de la cote +15 à la cote +23): C_{max}= 189 mg/l
- 2, 3 et 4 (par exemple crépine de 13 m de la cote +10 à la cote +23): C_{max}= 213 mg/l
- 3 et 4 (par exemple crépine de 9 m de la cote +10 à la cote +19): C_{max}= 235 mg/l

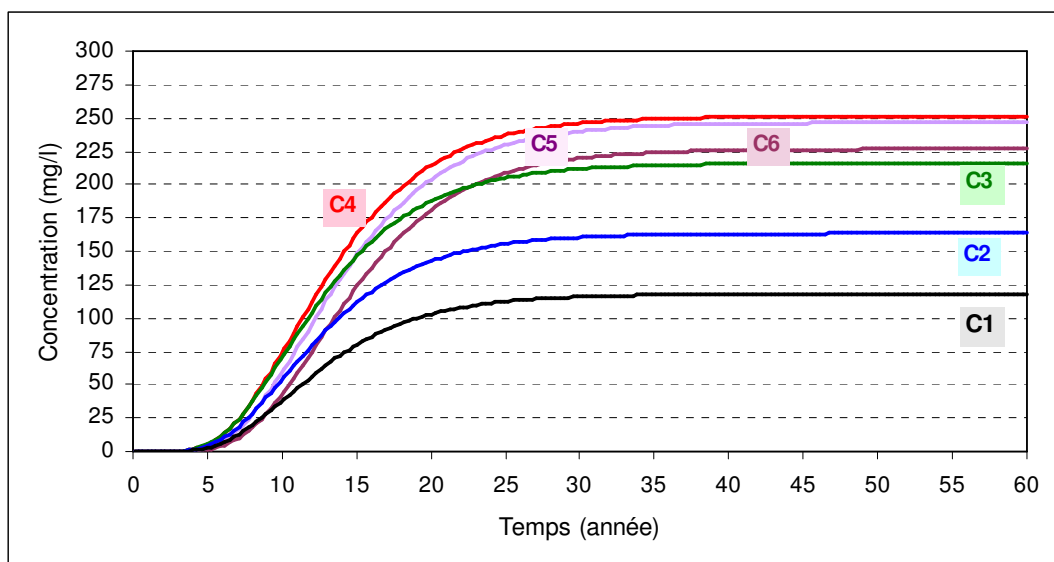


Figure 14 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an

La Figure 15 retrace l'évolution des concentrations moyennées.

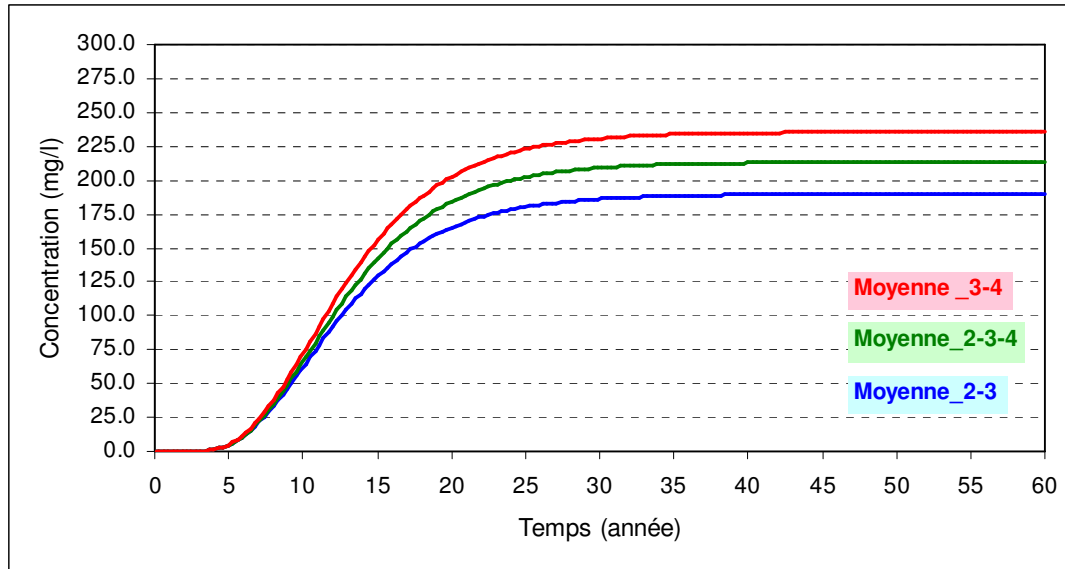


Figure 15 : Evolution des concentrations moyennées à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration maintenue constante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant ≈ 100 mm/an

Scénario 4 : Concentration décroissante et flux d'eau constant

L'évolution des concentrations au point de conformité, à 200 m à l'aval du casier et dans l'axe de celui-ci, est donnée par la Figure 16

Les concentrations les plus fortes s'observent au bout de 25 ans environ dans les couches 4 et 5:

- 208 mg/l en couche 4
- 203 mg/l en couche 5

Lorsque les concentrations sont moyennées sur les couches (et pondérées par l'épaisseur des couches), on a les valeurs suivantes:

- 2 et 3 (par exemple crépine de 8 m de la cote +15 à la cote +23): $C_{max} = 157$ mg/l
- 2, 3 et 4 (par exemple crépine de 13 m de la cote +10 à la cote +23): $C_{max} = 177$ mg/l
- 3 et 4 (par exemple crépine de 9 m de la cote +10 à la cote +19): $C_{max} = 195$ mg/l

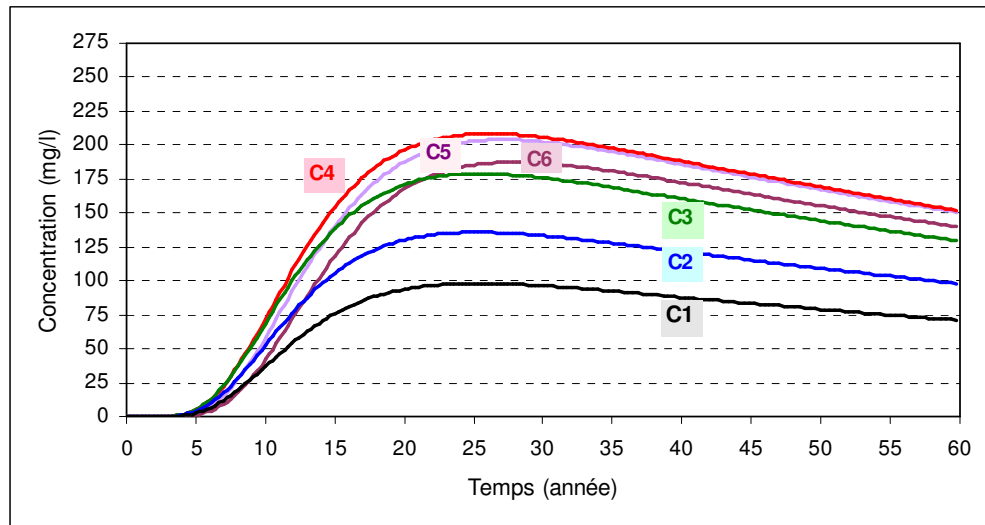


Figure 16 : Evolution des concentrations à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an

La Figure 17 retrace l'évolution des concentrations moyennées.

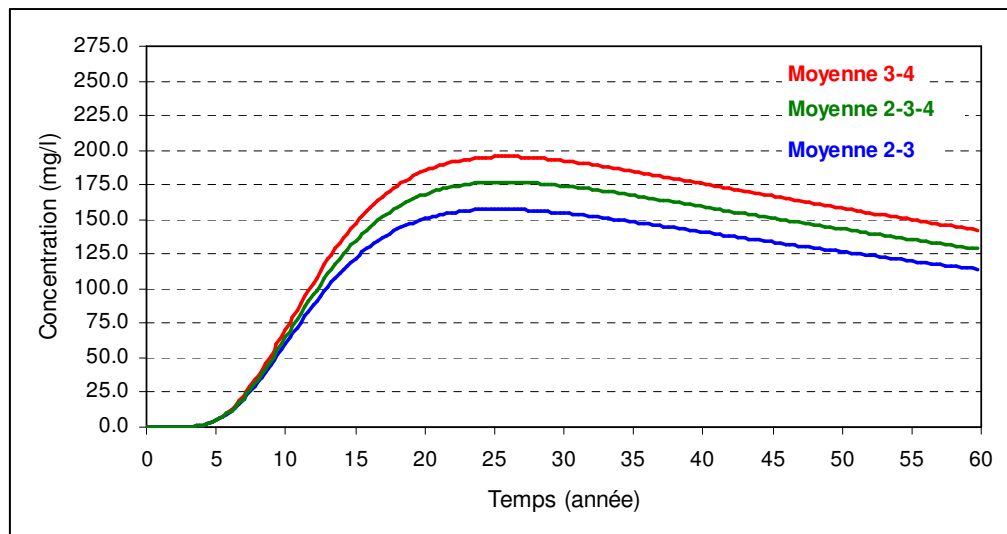


Figure 17 : Evolution des concentrations moyennées à 200 m à l'aval du casier dans le cas d'une concentration décroissante dans le casier et pour un flux d'eau infiltré constant égal à 100 mm/an

5. Conclusions

En adoptant des hypothèses de calcul sécuritaires, sélectionnées en référence aux travaux du Comité d'Adaptation Technique (TAC) qui a été chargé d'élaborer les critères d'admission des déchets de la Décision du Conseil du 19 Décembre 2002, on calcule qu'un casier spécifique de stockage de déchets de plâtre, sans étanchéité en fond ni évacuation des lixiviats, ne devrait pas entraîner de dépassement de l'objectif de qualité des eaux souterraines au point de conformité dès lors que l'emprise de stockage de ces déchets ne dépasse pas de l'ordre de 100 m x 100 m. A noter que la dimension maximale de 100 m de côté est à respecter tout particulièrement pour ce qui concerne la direction perpendiculaire à la direction d'écoulement des eaux souterraines.

Les superficies obtenues par modélisation sont de 80 m x 80 m pour un casier sans évacuation des lixiviats durant la phase d'exploitation, et de 120 x 120 m pour un casier avec évacuation. Sachant qu'en l'absence, en fond de casier, de complexe d'étanchéité-drainage, il est difficile de garantir une bonne évacuation des lixiviats, il est recommandé, dans un souci de pragmatisme, de spécifier une superficie ne dépassant pas 100 m x 100 m. En supposant une épaisseur de la colonne de déchets de 20 m et en prenant une masse volumique des déchets de plâtre de 1500 kg/m³, on arrive à une capacité maximale de stockage de l'ordre de 300 000 tonnes pour un site donné. Des dimensions de casiers, ou de superficie cumulée de stockage, plus importantes devront être justifiées sur la base d'une évaluation des risques spécifique au site concerné.

Les calculs présentés ici ont été réalisés en supposant que l'ion sulfate n'est pas réduit en sulfure d'hydrogène (H₂S) et par conséquent que les conditions géochimiques de l'eau souterraine sont oxydantes (potentiel rédox ; Eh, typiquement supérieur à 50 mV). Dès lors que les conditions sont réductrices, l'activité bactérienne sulfato-réductrice peut transformer l'ion sulfate en H₂S, ce qui a pour effet de dégrader de manière significative les qualités organoleptiques de l'eau souterraine (voir Schmitt et Viennot, 1998).

A noter qu'un des paramètres les plus influents en termes d'impact sur la nappe étant la superficie offerte à l'action de la pluie, un tonnage supérieur pourrait être stocké si la hauteur de la colonne de déchets était augmentée. Mais cette hauteur sera conditionnée par la position de la nappe d'eau souterraine. En effet, le calcul de dimensionnement présenté ici suppose que la base du casier spécifique de déchets de plâtre se situe à tout moment au dessus de la nappe d'eau souterraine. Dans le cas contraire, le flux de sulfates généré par le contact direct entre l'eau souterraine et les déchets invaliderait les résultats de dimensionnement proposés dans ce document. Par ailleurs, la présence de déchets de plâtre dans un milieu saturé en eau et donc moins riche en oxygène, pourrait favoriser le développement d'une activité bactérienne sulfato-réductrice et donc à la formation d'H₂S.

Des casiers spécifiques de déchets de plâtre peuvent être envisagés sur des sites de Classe 2 existants ou sur des sites nouveaux. Pour les sites existants, il est recommandé que la mise en oeuvre de casiers spécifiques de déchets de plâtre, basés sur un concept d'atténuation naturelle des flux (pas d'étanchéité en fond ni de collecte des lixiviats), soit restreinte aux sites dont le suivi de la qualité des eaux souterraines montre qu'elle n'est pas dégradée par la présence de matière organique (cas des sites anciens dont certaines zones ne sont pas étanches). C'est le cas de sites plutôt récents, pour lesquels les casiers de stockage de déchets ménagers et assimilés ont tous fait l'objet d'aménagements permettant de collecter et de traiter les lixiviats tel que prévu par la réglementation en vigueur (JORF, 1997).

Dans tous les cas, l'implantation d'un casier de stockage de déchets de plâtre devrait faire l'objet d'une étude de l'aptitude des eaux souterraines à accueillir un tel stockage. Les eaux souterraines devraient présenter un caractère oxydant (potentiel rédox ; Eh > 50 mV environ).

Le casier de déchets de plâtre ne devrait pas être confiné en couverture par des matériaux trop peu perméables pouvant limiter la diffusion d'oxygène atmosphérique et favoriser ainsi l'instauration de conditions réductrices propices à la transformation des ions sulfates en sulfure d'hydrogène. La couverture devrait être de type semi-perméable avec un coefficient de perméabilité de l'ordre de 10^{-6} - 10^{-7} m/s.

Un inventaire des principaux types de déchets de plâtre a été proposé qui permet d'identifier certains déchets de plâtre qui ne pourront vraisemblablement pas faire l'objet de stockage en casier spécifique basé sur un principe d'atténuation naturelle des flux, en raison de leur trop forte proportion en matière organique (> 3 à 5% en poids), à moins d'un trie préalable permettant de réduire leur teneur en matière organique. On peut craindre, en effet, que la dégradation de cette matière organique n'entraîne l'instauration de conditions réductrices et la formation de sulfure d'hydrogène susceptible de dégrader les propriétés organoleptiques de l'eau souterraine au droit du site de stockage. De tels déchets devraient être stockés dans des casiers aménagés en fond avec des systèmes d'étanchéité/drainage.

Références

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. [Toxicological Profile for hydrogen sulfide](#) (*Draft for Public Comment*). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Bethke, C. (1998) – The Geochemist's Workbench, V3.0 : A user's guide to Rxn, Act2, Tact, React and Gtplot. Hydrogeology Program, University of Illinois, Urbana, 184 pp.
- CEBTP (1995) – Valorisation, recyclage et stockage des déchets de plâtre : étude des différentes possibilités de valorisation et faisabilité. Centre expérimental de recherches et d'études du bâtiment et des travaux publics, dossier no 94037.
- Galya, D. (1987) - A horizontal plane source model for groundwater transport. *Ground Water*, 25(6):733-739.
- Gelhar, L., Welty, C., Rehfeldt, K. (1992) – A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, v. 28, no.7, pp.1955-1974.
- Guyonnet, D., Chartier, R. (2002) – Modélisation de l'impact potentiel de sites de stockage de déchets. Travaux réalisés dans le cadre de l'élaboration de la Directive Décharge. Rapport BRGM RP-51684-FR.
- Guyonnet, D. (2001) – MISP_v1. Un modèle analytique pour estimer l'impact de sources de pollution sur les eaux souterraines. Guide d'utilisation. Rapport BRGM/RP-51039-FR.
- Freeze, A., Cherry, J. (1979) – *Groundwater*. Prentice Hall, New Jersey.
- Hjelmar, O., Van der Sloot, H., Guyonnet, D., Rietra, R., Brun, A., Hall, D. (2001) – Development of acceptance criteria for landfilling of waste : an approach based on impact modelling and scenario calculations. *Proceedings SARDINIA-2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium* (Th. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann Eds.). S. Margherita di Pula, Cagliari (Italy), Vol. 3, pp. 711-721.
- JOCE (2002) - Décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE. *Journal Officiel des Communautés Européennes* N° L 11/27 du 16 janvier 2003.
- JOCE (1999) - Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. *Journal Officiel des Communautés Européennes* N° L 182 du 16 juillet 1999.
- JOCE (1998) – Directive du Conseil de l'Union Européenne No 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. *Journal Officiel des Communautés Européennes* N° L 330 du 5 décembre 1998.

- JORF (2001) – Décret No 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. Journal Officiel de la République Française du 22 décembre 2001.
- JORF (1997) - Arrêté du 9 Septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés. Journal Officiel de la République Française du 2 octobre 1997.
- JORF (1986) - Code de l'urbanisme.
- JORF (1976) – Loi N° 76-663 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. Journal Officiel de la République Française du 20 juillet 1976.
- MEDD (2004 - Guide des bonnes pratiques relatif aux installation de stockage des déchets inertes issus du BTP. Document consultable sur le site internet du ministère de l'écologie et du développement durable.
- OMS (2004)- Directives de qualité pour l'eau de boisson. 3^{ème} édition. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.
- Parkhurst, D., Appelo, C. (1999) – User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. USGS Water-Resources Investigations Report 99-4259, Denver, Colorado.
- Schmitt, J.-M., Viennot, P. (1996) – Etude de l'impact de la mie en décharge de déchets de démolition contenant du plâtre. Etude du transfert dans les milieux géologiques. Rapport du Centre d'Informatique Géologique, Fontainebleau.
- Schmitt, J.-M., Viennot, P. (1998) – Impact de la mise en décharge de déchets de plaques de plâtre. Rapport du Centre d'Informatique Géologique, Fontainebleau.
- Thiéry, D. (1993) - Modélisation des aquifères complexes. Prise en compte de la zone non saturée et de la salinité. Calcul des intervalles de confiance. Hydrogéologie, no.4, 325-336.

Annexe A

Signification du coefficient k (« kappa ») du modèle de « terme source » utilisé dans le cadre des travaux du TAC

- On considère une colonne de déchet de volume V (hauteur h et section A) au travers de laquelle s'écoule une eau à un débit Q .
- La densité sèche du déchet est d , sa porosité volumique est n et la masse totale mobilisable d'un certain soluté est M_m .
- La concentration entrante est nulle ($C_e = 0$). A l'instant $t = 0$, on suppose que toute la masse mobilisable M_m se met en solution. Cela donne une concentration C_o qui est ensuite diluée par le flux entrant d'eau à concentration nulle.

Il est supposé un mélange parfait à tout instant au sein de la porosité du déchet. On s'intéresse à la concentration sortante C_s et à l'émission cumulée E_c .

$$\text{Flux massique entrant : } F_e = Q C_e \quad (1)$$

$$\text{Flux massique sortant : } F_s = Q C_s \quad (2)$$

$$\text{Bilan de masse : } \nabla F = -nV \frac{\partial C_s}{\partial t} \quad (3)$$

$$\rightarrow Q(C_s - C_e) = -nV \frac{\partial C_s}{\partial t} \quad (4)$$

Puisque $C_e = 0$ et en divisant des deux côtés par la section A , on obtient :

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = -\frac{I}{n h} C_s \quad (5)$$

où I est l'infiltration par unité de section.

On intègre :

$$\int \frac{1}{C_s} \partial C_s = \int -\frac{I}{n h} \partial t \quad (6)$$

$$\rightarrow [\ln(C_s)]_{C_o}^{C_s} = -\frac{I}{n h} t \quad (7)$$

$$\rightarrow C_s = C_o \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right) \quad (8)$$

La concentration initiale C_o provient de la mise en solution instantanée de la masse mobilisable M_m dans le volume des pores $n V$:

$$C_o = \frac{M_m}{n V} \quad (9)$$

Si on exprime la masse mobilisable par unité de masse de déchet sec (Av ; availability en anglais) on obtient :

$$Av = \frac{M_m}{d V} \quad (10)$$

$$\rightarrow M_m = Av d V \quad (11)$$

En substituant dans (9) :

$$C_o = \frac{Av d V}{n V} = Av \frac{d}{n} \quad (12)$$

$$\text{de l'équation (8) on obtient : } C_s = Av \frac{d}{n} \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right) \quad (13)$$

L'émission cumulée E , par unité de masse de déchet sec, est obtenue par intégration du flux sortant par rapport au temps :

$$E = \frac{1}{d V} \int Q C_s \partial t \quad (14)$$

Substituant (12) et simplifiant par la section A :

$$E = \frac{1}{d h} \int I Av \frac{d}{n} \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right) \partial t \quad (15)$$

$$\rightarrow E = -\frac{I Av h n}{h n I} \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right) + Cnte \quad (16)$$

$$\rightarrow E = -Av \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right) + Cnte \quad (17)$$

La constante d'intégration est obtenue lorsque t tend vers l'infini : on obtient $Cnte = E_\infty = Av$, d'où :

$$E = Av(1 - \exp\left(-\frac{I}{n h} t\right)) \quad (18)$$

Certains auteurs expriment les équations (8) et (17) en fonction, non pas du temps t , mais du ratio liquide sur solide LS , défini par :

$$LS = \frac{I t}{d h} \quad (19)$$

Ils introduisent un paramètre k (prononcé « kappa ») tel que :

$$C_s = C_o \exp(-LS k) \quad (20)$$

et :

$$E = Av(1 - \exp(-LS k)) \quad (21)$$

L'analogie entre les équations (8), (18) et (20), (21) montre que :

$$k = \frac{d}{n} \quad (22)$$

Le paramètre k est donc la masse de déchet sec par unité de volume des pores du déchet. Ceci est cohérent avec le fait que les valeurs de k fournies par M. Van der Sloot dans le cadre du TAC sont exprimées en kg/l.

A noter les relations suivantes utilisées par ces auteurs et qui se vérifient bien avec les équations ci-dessus :

$$C_o = Av k \quad (23)$$

$$E = \frac{C_o}{k} (1 - \exp(-LS k)) \quad (24)$$

On peut déduire de ce qui précède que dans ce modèle de réacteur parfaitement agité à dilution continue, le coefficient kappa ne devrait pas dépendre de la nature du soluté pour le cas de solutés qui n'interagissent pas avec le milieu poreux (Cl, SO₄, ...). Pour de tels solutés, le coefficient kappa devrait dépendre uniquement (théoriquement) des caractéristiques du déchet (densité, porosité).

Annexe B

Exemple de fichier MISP :

```

*****
**** MISP_v1, Dominique Guyonnet, BRGM, Juin 2001
**** Cas : v = 16 m/an *****
*****
**** PARAMETRES DE LA SOURCE *****
5          OPTION_S pour la source
50.00     Longueur de la source dans la direction d'ecoulement des eaux (m)
50.00     Largeur de la source dans la direction perpendiculaire (m)
1.50E+03  Concentration source (mg/l) pour OPTION_S = 1, 2 et 3
5.00      Duree de la C source (an) (OPTION_S = 2)
2.20E-03  Constante de degradation de la C source (1/an) (OPTION_S = 3)
0.00      Parametre CA (kg/m3 an-0.5) (OPTION_S = 4)
2.00E-09  Coefficient de diffusion du solute dans l'eau pure (m2/s)
**** PARAMETRES DE LA COUCHE *****
3.20E-09  Vitesse d'infiltration (Darcy) verticale (m/s)
1.00      Epaisseur (m)
.30       Teneur en eau ( )
.60       Tortuosite ( )
1.00E-01  Dispersivite (m)
1.00      Coefficient de retard ( )
0.00E+00  Constante de degradation (1/an)
**** PARAMETRES DE L'AQUIFERE *****
5.0E-08   Qup (m/s)
5.0E-08   Qd (m/s)
.10       Porosite ( )
30.00     Epaisseur (m)
2.00E+01  Dispersivite en X (m)
4.00E-00  Dispersivite en Y (m)
4.00E-01  Dispersivite en Z (m)
0.67     Tortuosite ( )
0.00E-00  Cnte de degradation (1/an)
1.00     Facteur Retard ( )
**** PARAMETRES DE RESTITUTION *****
*** PARAMETRES pour la sortie des flux
10       Premier temps de calcul du flux (an)
4        Nombre de cycles log temps
10       Nombre de points par cycle log
*** PARAMETRES pour les concentrations dans la nappe
1        *** OPTION_A pour le type de concentration
         (1 : Concentrations a profondeur(s) ponctuelle(s))
         (2 : Concentrations moyennes sur un intervalle de profondeur)
0.00     Prof. par rapport a la nappe de la limite sup de l'intervalle (m)
0.00     Prof. par rapport a la nappe de la limite inf de l'intervalle (m)
0        Nombre de subdivisions de l'intervalle
2        *** OPTION_B pour le type de restitution

```

(1 : Repartition spatiale a temps fixe)
 150.00 Temps (an) pour le calcul
 10.00 Premier point X des profils de concentration (m)
 3 Nombre de cycle log
 30 Nombre de points par cycle log
 (2 : Evolution dans le temps a point fixe)
 225.00 Coordonnee X (m) du point
 0.00 Coordonnee Y (m) du point
 0.00 Coordonnee Z (m) du point
 1.00 Premier temps de calcul (an)
 3 Nombre de cycles log
 30 Nombre de points par cycle log
 1 *** OPTION_C pour la representation spatiale (si OPTION_B = 1)
 (1 : repartition spatiale en plan: profils en X a differents Y)
 0.00 Valeur max de Y (m)
 0.00 Increment de Y (m)
 0.00 Valeur de Z (m) si OPTION_A = 1
 (2 : repartition spatiale en coupe: profils en X a differents Z)
 0.00 Profondeur max (m)
 0.00 Increment de profondeur (m) (zero si profondeur unique)
 0.00 Valeur de Y (m)
 1 *** OPTION_D pour un changement de repere (1: NON, 2: OUI)
 0.00 Coordonnee Xs de l'origine du repere 1 dans le repere 2
 0.00 Coordonnee Ys de l'origine du repere 1 dans le repere 2
 0.00 Angle (degres) entre les axes des X des reperes 1 et 2
 (rotation dans le sens inverse des aiguilles d'une montre)



**Centre scientifique et technique
Service EPI/DES**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34