

# Impacts environnementaux du stockage du phosphogypse à Sfax (Tunisie)

**Moncef ZAIRI**

Ingénieur

Docteur

Assistant au Laboratoire  
de géotechnique environnementale

**Mohamed Jamel ROUIS**

Docteur

Ph.D., Maître de conférence

Directeur du Laboratoire  
de géotechnique environnementale

École nationale d'Ingénieurs de Sfax (Tunisie)

## RÉSUMÉ

Dans la ville de Sfax, en Tunisie, le phosphogypse stérile, produit en même temps que l'acide phosphorique, est stocké depuis trente ans dans deux sites non protégés, le site de la SIAPE « A » et le site de la NPK. L'article rappelle les caractéristiques chimiques et géotechniques de ce déchet, son processus de production, son mode de stockage ainsi que ses essais de valorisation. Il analyse ensuite l'interaction des sites de stockage de Sfax avec leur environnement.

L'étude menée à Sfax a permis de définir les caractéristiques géométriques, géologiques et hydrogéologiques des deux sites. Les analyses chimiques réalisées sur des échantillons d'eau souterraine et de sol provenant des deux sites ont montré la présence d'une pollution par le fluor, les phosphates et les métaux lourds, dont les teneurs dépassent les spécifications des normes tunisiennes sur les rejets.

**MOTS CLÉS** : Tunisie - Pollution - Sol - Sondage (trou) - Nappe phréatique - Éprouvette - Résidu industriel - Hydrologie - Acide phosphorique - Stockage.

## Introduction

Les déchets solides contiennent souvent des substances qui sont directement dangereuses ou peuvent le devenir pendant le stockage. La contamination est due essentiellement au phénomène de lessivage par les eaux de pluie, qui met en mouvement les substances polluantes pour les transporter du déchet solide vers le milieu naturel. Ces substances vont migrer avec l'eau qui traverse le stock de déchets pour passer finalement à la nappe phréatique et se mélanger avec les eaux souterraines. Dès leur arrivée dans la nappe phréatique, les polluants commencent une migration qui provoque l'extension progressive de la zone affectée. Les dimensions des zones polluées peuvent devenir très importantes et dépasser plusieurs fois celles du site de stockage. La migration produit un panache de contamination, qui s'allonge dans le sens de l'écoulement des eaux souterraines (Freeze et Cherry, 1979).

Les eaux superficielles peuvent aussi subir une contamination au cours de leur ruissellement sur les pentes et les limites des stocks de déchets. Ces eaux continuent leur cheminement dans les réseaux hydrographiques et contribuent ainsi à la propagation de la pollution.

Bien que plusieurs techniques de valorisation des déchets solides se soient développées, une grande partie de ces déchets est destinée au stockage. Dans ce cas, la vérification des paramètres géologiques, hydrogéologiques et sociologiques est indispensable pour choisir un site de stockage en minimisant son impact environnemental. Les critères de sélection et de caractérisation de ces sites sont largement discutés par Elektrowicz et *al.* (1991) et

Kelly et al. (1987). Le risque potentiel de contamination est réduit si les composantes d'un système d'enfouissement ou de stockage sont définies en tenant compte des caractéristiques hydrogéologiques du site. Le régime de la nappe d'eau dans le site doit être connu de façon à prédire l'élévation maximale du plan d'eau. Les relations entre le site, les aquifères et les cours d'eau avoisinants doivent être bien définies.

Cet article présente les résultats d'une étude menée sur deux sites de stockage du phosphogypse dans la ville de Sfax, en Tunisie. Les propriétés mécaniques et chimiques du phosphogypse et les problèmes associés aux diverses tentatives de valorisation de ce déchet sont également exposés.

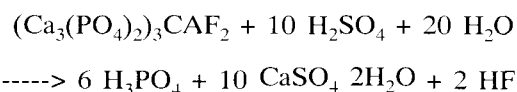
## Caractéristiques du phosphogypse

### Genèse du phosphogypse

Le développement de l'industrie des engrais conduit à produire de plus en plus d'acide phosphorique en traitant les phosphates naturels par l'acide sulfurique. En Tunisie cette industrie s'est développée depuis le début des années 1950, avec l'obligation de rejeter des quantités importantes de phosphogypse, stérile inévitable, produit en même temps que l'acide. La production annuelle d'acide phosphorique en Tunisie est de l'ordre de 1,4 millions de tonnes, ce qui engendre une quantité de phosphogypse de l'ordre de 7 millions de tonnes, dont 9 % sont produites dans la ville de Sfax.

Les deux principaux constituants du phosphate naturel tunisien sont la fluor-apatite (complexe de phosphate et de fluorure de calcium) de formule  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2\text{CAF}_2$  et le carbonate de calcium  $\text{CaCO}_3$ .

Dans les usines de la SIAPE « A » et de la NPK à Sfax, l'acide phosphorique est produit à partir des phosphates naturels par un processus au dihydrate à l'acide sulfurique, qui s'effectue à 80 °C suivant la formule suivante (Mangin, 1978) :



Cette réaction conduit à un produit en phase solide  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  en suspension dans une solution d'acide phosphorique  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , contenant de 27 à 28 % de  $\text{P}_2\text{O}_5$  (Chakchouk et Trabelsi, 1989). Les sous-produits de la réaction d'attaque sont constitués par des sulfates de fer, d'aluminium et de magnésium ainsi que de l'acide fluorhydrique (HF). Le mélange est filtré sous vide ;

la phase solide est lavée et l'eau de lavage est ajoutée au phosphogypse, qui est pompé et dirigé vers les bassins de stockage. Deux bassins fonctionnent simultanément. Le premier pour le stockage, le second pour le séchage. Ce processus de production de l'acide phosphorique génère 5 t de phosphogypse pour 1 t d'acide phosphorique.

Après filtration, le phosphogypse se présente sous la forme d'un sable humide fin, dont les caractéristiques dépendent essentiellement de l'origine du minerai utilisé et du procédé d'attaque.

### Composition du phosphogypse

Le phosphogypse est constitué :

- > de sulfate de calcium dihydraté,
- > d'acide phosphorique libre et syncristallisé,
- > de divers acides solubles,
- > de nombreux sels de métaux lourds,
- > d'éléments radioactifs.

Les analyses chimiques de divers échantillons de phosphogypse confirment l'existence dans ce déchet de substances toxiques en quantités importantes. Le tableau I présente les concentrations des principaux contaminants que contient le phosphogypse rejeté à Sfax. La comparaison de ces teneurs aux normes appliquées au Québec (MENVIQ, 1988) pour la classification des sols et matériaux contaminés fait du phosphogypse un déchet qui est faiblement contaminé en zinc et molybdène et très contaminé en cadmium, mercure, phosphates et fluor.

TABLEAU I  
Concentrations moyennes en contaminants  
du phosphogypse de Sfax ( Rouis, 1990)

Éléments	Concentration	Normes du Québec
	(ppm)	
$\text{P}_2\text{O}_5$	31 000	non disponible
F	40 000	non disponible
Zn	315	100
Cd	39,8	1,5
Hg	14,5	0,2
Ni	15,4	50
Fe	58,4	non disponible
Cu	5,9	50
Mo	5	2
Co	7,6	15

La radioactivité du phosphogypse est due à la présence d'éléments radioactifs dans les phosphates naturels.

Bien qu'aucune mesure directe de la radioactivité du phosphogypse de Sfax n'ait été faite, la présence d'éléments radioactifs dans les phosphates sédimentaires est prouvée. La radioactivité dans les roches phosphatées est due essentiellement à la décomposition de l'uranium-238 et du thorium-232. La présence d'éléments radioactifs dans le phosphogypse est étroitement liée au type de traitement subi par les phosphates naturels. En effet, selon ce traitement et les conditions d'oxydation ou de réduction, les éléments radioactifs tel que l'uranium sont répartis entre le phosphogypse et l'acide phosphorique (Rutherford, 1994).

L'acidité du phosphogypse est due à la présence de nombreux acides libres. Cette acidité confère aux eaux mises en contact avec le phosphogypse un pH généralement voisin de 2. L'acidité du phosphogypse joue un rôle très important dans l'apparition d'impacts environnementaux liés à ce déchet. En effet, cette acidité fait baisser le pH des eaux de stockage, des eaux souterraines et marines. Elle augmente, d'autre part, la solubilité des composés toxiques, essentiellement les métaux lourds, contenus dans le phosphogypse et favorise ainsi leur mise en circulation dans le milieu naturel. Cette solubilité accentue le risque de propagation de ces polluants à partir des stocks de phosphogypse, qui sont en général disposés directement sur le sol sans dispositifs de protection.

Les principales substances toxiques présentes dans le phosphogypse sont l'acide phosphorique, l'acide fluorhydrique, le cadmium, le mercure, le fer et le zinc. Les effets de ces contaminants sur l'équilibre des écosystèmes continentaux et marins ainsi que sur la santé humaine sont largement connus. Par exemple, la présence combinée du cadmium et du zinc conduit à une addition des effets de toxicité aussi bien vis-à-vis de la faune que de la flore. Une concentration de 10 ppm de zinc s'est avérée mortelle pour les truites après un temps de contact de 30 heures (Abdelouaheb et al., 1987). Dans une eau douce, le seuil de mortalité lié au sulfate de zinc pour l'épinoche est de 1,5 ppm pour un temps de contact d'une semaine (Abdelouaheb et al., 1987). Chez les végétaux, la limite de toxicité pour ce composé se situe aux environs de 5 ppm.

### Stockage du phosphogypse

Dans les deux unités de production d'acide phosphorique de Sfax, le phosphogypse est transporté par voie hydraulique jusqu'à son lieu de stockage. Dans ce procédé, le phosphogypse est mis en

suspension dans l'eau pour former une boue qui est pompée jusqu'aux bassins où le phosphogypse sédimente et l'eau de transport est rejetée. Quand le bassin est asséché, on érige à sa périphérie une digue et on le prépare pour le remplissage suivant. Ainsi sont mis en place d'immenses tas ou terrils de phosphogypse. Les grandes quantités de phosphogypse produites posent un problème d'espace, surtout en milieu urbain où il n'est pas toujours facile de trouver des superficies suffisantes pour cette mise en terril.

Les eaux de transport du phosphogypse constituent un problème supplémentaire à cause de leur contamination par les substances solubles contenues dans ce rejet. Pour tous les éléments analysés (tableau II), les teneurs dépassent fortement les normes tunisiennes sur les rejets (MET, 1988). Des éléments dangereux figurent à des teneurs élevées dans ces eaux (cadmium à 0,6 ppm et zinc à 3,84 ppm). Ces eaux de stockage, qui ont permis de diluer le phosphogypse en vue de son transport vers les bassins de décantation, ont eu un temps de contact suffisant pour provoquer la mise en solution de certains constituants du phosphogypse.

TABLEAU II  
Teneurs en quelques contaminants des eaux de stockage du phosphogypse à l'usine de la SIAPE « A »

Éléments	F	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Cd	Fe	Zn
Teneur (ppm)	5 492	2 643	0,6	13,6	3,84
Norme (ppm)	5	0,1	0,005	1	10

### Caractéristiques géotechniques des terrils de phosphogypse

Les terrils de phosphogypse se présentent sous forme de remblais de grande hauteur dont la stabilité doit être surveillée. Rouis B. (1991) a effectué des calculs de stabilité selon la méthode de Fellenius en utilisant des valeurs de la cohésion et de l'angle de frottement obtenues à la boîte de cisaillement ( $c' = 41$  kPa,  $\phi' = 34$  degrés). Les résultats obtenus pour le site de la SIAPE « A » montrent un coefficient de sécurité très élevé, de sorte qu'un glissement de terrain au sein du terril de phosphogypse n'est pas à craindre. De plus, l'augmentation de la hauteur du stock, tout en conservant la même pente (30 degrés), renforce sa stabilité. Ces résultats peuvent être extrapolés pour d'autres terrils de phosphogypse. En effet, bien que la composition du phosphogypse puisse varier d'un cas à l'autre, les propriétés mécaniques de ce matériau sont relativement homogènes. Le phosphogypse français, par exemple, présente des valeurs d'angle

de frottement (35 à 40 degrés) et de cohésion (20 à 50 kPa) comparables à celles du phosphogypse tunisien (Feki, 1991).

Les pentes des terrils de phosphogypse ne présentent aucune trace d'érosion. La présence d'une croûte due à la recristallisation de fluorures de silicium empêche toute altération superficielle sur les pentes des terrils. Toutefois, le lessivage de certains éléments solubles par les eaux de ruissellement est possible.

Des mesures de perméabilité sur le phosphogypse de Sfax ont donné des valeurs de l'ordre de  $10^{-5}$  m/s. Une perméabilité du même ordre de grandeur a été mesurée sur le phosphogypse français (Kibkalo, 1978).

### Les essais de valorisation du phosphogypse

Les différentes tentatives de valorisation du phosphogypse ont été axées sur l'utilisation du phosphogypse dans deux principaux domaines : l'industrie chimique et le génie civil. Une synthèse de ces travaux est présentée dans le tableau III. Ces études et essais, qui avaient pour objectif initial l'utilisation du phosphogypse à l'état brut et en proportions importantes dans les mélanges, n'ont pas permis de dégager des voies d'utilisation qui permettraient d'obtenir des matériaux aux performances comparables à celles des matériaux traditionnels. L'utilisation

du phosphogypse en technique routière, considérée comme une voie potentielle pour mobiliser de grandes quantités de ce matériau, peut d'autre part poser des problèmes environnementaux, du fait de la solubilité des constituants toxiques et radioactifs contenus dans le phosphogypse. Ces impuretés peuvent être entraînées par les eaux d'infiltration et causer la pollution de la nappe phréatique ou des étendues d'eau (mer, lac, sebkhas, etc.).

### Les sites de stockage de phosphogypse de Sfax

Dans la ville de Sfax, deux usines de production d'acide phosphorique à partir des phosphates naturels se sont implantées dès le début des années 1960. En raison du manque d'intérêt porté à la qualité et à la préservation de l'environnement à cette époque, le stockage du phosphogypse a été fait de façon anarchique directement sur le sol sans aucune mesure de protection. Ce mode de stockage est adopté par les deux usines de production d'acide de Sfax, la NPK, fermée depuis le mois d'octobre 1992, et la SIAPE « A ». Cette pratique présente un grand danger pour les eaux souterraines et les eaux marines à cause de l'acidité des lixiviats et des fortes concentrations en métaux lourds et autres éléments et composés polluants que le phosphogypse peut libérer.

TABLEAU III  
Les essais de valorisation du phosphogypse et les problèmes et risques associés

Utilisation	Problèmes et risques	Références
<b>Domaine Industrie chimique</b>		
Fabrication du plâtre	<ul style="list-style-type: none"> <li>faible résistance mécanique,</li> <li>efflorescence, fissurations et moisissures,</li> <li>rayonnement radioactif</li> </ul>	Rouis B. (1991)
Amendements agricoles Échangeur d'ions	<ul style="list-style-type: none"> <li>fixation par les plantes d'éléments radioactifs et de métaux lourds,</li> <li>contamination des eaux de ruissellement et d'infiltration</li> </ul>	Mangin (1978) Puiatti et al. (1983) Rouis B. (1991) Rutherford (1994)
Régulateur de prise du ciment portland	<ul style="list-style-type: none"> <li>augmentation du temps de prise,</li> <li>retrait du ciment,</li> <li>nécessité d'une imperméabilisation</li> </ul>	Feki 1991 Trabelsi (1992)
Remblais routiers	<ul style="list-style-type: none"> <li>restrictions sur les choix de sites,</li> <li>importante énergie de compactage,</li> <li>nécessité d'une imperméabilisation à la base du remblai</li> </ul>	Puiatti et al. (1982)
<b>Domaine génie civil</b>		
Assises de chaussées	<ul style="list-style-type: none"> <li>nécessité d'une neutralisation et d'une activation,</li> <li>gonflement</li> </ul>	Andrieux et al. (1978) Astesan (1978) Colombel (1978)
Terrassements	<ul style="list-style-type: none"> <li>exclusion des zones inondables,</li> <li>recouvrement des talus par la terre végétale,</li> <li>protection des nappes par géomembrane</li> </ul>	Feki (1991) Trabelsi (1992) Schaeffner (1978)

### Caractéristiques géométriques

Le site de stockage de phosphogypse de la NPK (fig. 1) se présente sous la forme d'un teruil central entouré par une zone périphérique largement étendue sur les côtés nord et est. La superficie totale couverte par le phosphogypse est de l'ordre de 1 551 900 m<sup>2</sup>. L'épaisseur du phosphogypse varie de 5 à 8,5 m dans le teruil central et de 0 à 3,5 m dans la zone périphérique. Le

volume total de phosphogypse est de l'ordre de 5 372 200 m<sup>3</sup>.

Le phosphogypse de la SIAPE « A » est mis en teruil (fig. 2). Il couvre une superficie de 80 hectares environ et a la forme d'un remblai de 20 m de hauteur avec une pente moyenne des talus de 30 degrés. La quantité de phosphogypse stockée est de l'ordre de 15 millions de tonnes.



Fig. 1 -  
Photo aérienne  
du site de stockage  
de phosphogypse  
de la NPK.

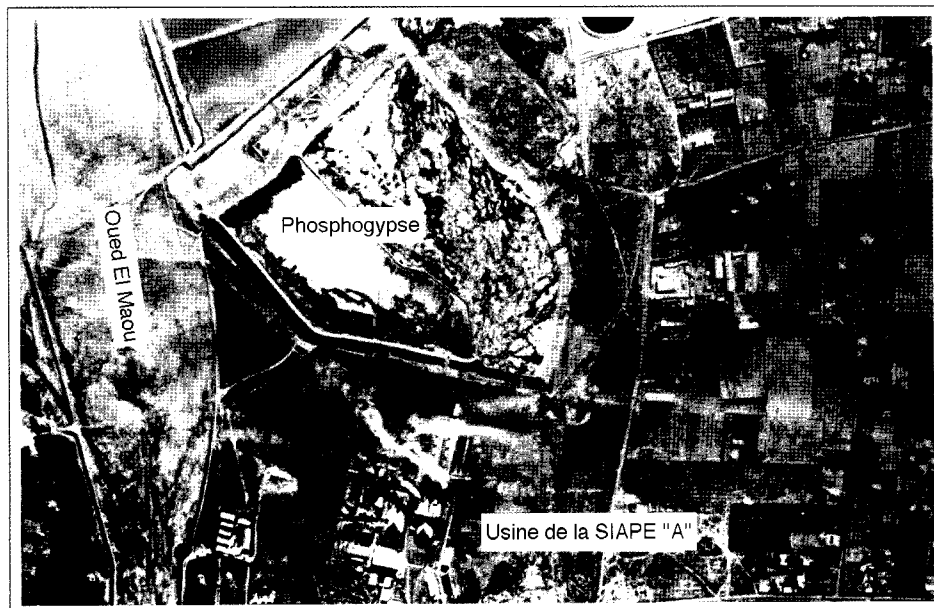


Fig. 2 -  
Photo aérienne  
du site de stockage  
de phosphogypse  
de la SIAPE « A ».

## Géologie

Dans le site de la NPK, le phosphogypse est posé directement sur deux types de faciès : le premier est un sable coquillier, le second est constitué par des vases coquillières à algues. Ces terrains sont d'âge quaternaire. Au-dessous du sable et de la vase, on rencontre la série mio-pliocène, constituée par des sables argileux qui présentent localement une croûte calcaire. Ces sables argileux passent latéralement à des argiles rouges silteuses. La fin de la série lithologique est marquée par une argile rouge compacte, dont le toit se situe à une profondeur de 8 à 12 m par rapport à la surface du phosphogypse.

Sur le site de la SIAPE « A », le phosphogypse est disposé directement sur le sol, constitué essentiellement de silt et de sable argileux (fig. 3).

## Hydrogéologie

La carte piézométrique du site de stockage de phosphogypse de la NPK (fig. 4) montre qu'il s'agit d'une nappe divergente où le terril central s'identifie à un dôme piézométrique à partir duquel s'effectue un écoulement multidirectionnel.

La présence d'un étang d'eau à l'ouest du terril central est liée à l'affleurement de la nappe en ce lieu. Au niveau de cette zone, des eaux de rejets industriels transportées par des canaux viennent se mélanger avec les eaux de la nappe.

Le site de la SIAPE « A » présente une piézométrie comparable à celle de celui de la NPK. La nappe de ce terril montre une élévation moyenne du niveau piézométrique de l'ordre de 6 m par rapport à la surface du terrain naturel.

La présence de ces nappes est favorisée par l'imperméabilisation des surfaces des talus des terrils, par la recristallisation du phosphogypse et la formation d'une fine croûte assez imperméable pour empêcher les écoulements sur ces pentes.

## Étude de la pollution du site de la NPK

Les eaux de la nappe phréatique sont en contact direct avec celles de la nappe des terrils de phosphogypse. De ce fait, il s'est avéré important de déceler l'effet d'un tel contact à partir des analyses chimiques. Au cours de la campagne de reconnaissance menée sur le site de stockage de phosphogypse de la NPK, 56 échantillons d'eau et 38 échantillons de sol ont été prélevés dans les différents sondages de reconnaissance répartis sur la totalité du site (terril central et zone périphérique) (fig. 4). Divers éléments et composés

ont été choisis comme indicateurs de pollution, parmi lesquels peuvent être cités les phosphates et le fluor, du fait de leur abondance relative dans le phosphogypse et du fait que ce dernier constitue leur source unique dans les zones étudiées.

Les méthodes analytiques utilisées sont :

- l'analyse électrochimique pour le fluor,
- la colorimétrie par spectrophotomètre à absorption dans le visible pour les phosphates,
- l'absorption atomique pour les métaux lourds.

## Pollution des eaux de la nappe au niveau du site de la NPK

Les eaux de la nappe au-dessous et autour du terril de phosphogypse de la NPK sont très fortement contaminées en fluor, phosphates et métaux lourds. Le tableau IV présente les teneurs minimales, maximales et moyennes des eaux de nappe en ces contaminants. Les teneurs des divers éléments analysés sont nettement supérieures aux normes tunisiennes sur les rejets en domaine public maritime, ce qui traduit une forte contamination de ces eaux. Le pH des eaux est particulièrement faible, favorisant la mobilité des métaux lourds qui se trouvent sous forme ionique. La répartition spatiale de cette pollution est liée au fonctionnement hydrodynamique de la nappe. Ce fait est décelé par la parfaite correspondance des zones présentant des teneurs élevées avec celles où le gradient hydraulique est le plus faible. Toutefois, l'épaisseur du phosphogypse joue un rôle dans cette répartition ; les concentrations les plus importantes sont enregistrées au niveau du terril central où l'épaisseur de phosphogypse est la plus grande.

## Pollution du sol au niveau du site de la NPK

L'examen de la lithologie du site de stockage de phosphogypse de la NPK montre la présence d'une composante argileuse importante dans ces terrains, ainsi que l'existence d'un niveau vaseux riche en matière organique. Une caractéristique commune à ces faciès est leur capacité d'échanger ou de fixer des ions à partir des eaux interstitielles qui les parcourent. En effet, la rétention des métaux lourds par les sols argileux dépend du pH du sol, de ses constituants et du type de métaux lourds. À des pH élevés, la rétention se fait par des mécanismes de précipitation, alors que, pour les faibles pH, l'échange cationique est dominant. D'autre part, la présence de matière organique dans le sol favorise la rétention des métaux lourds (Yong et al., 1993). L'acidité des eaux de la nappe donne aux éléments présents en solution, particulièrement aux métaux lourds, une grande affinité d'adsorption

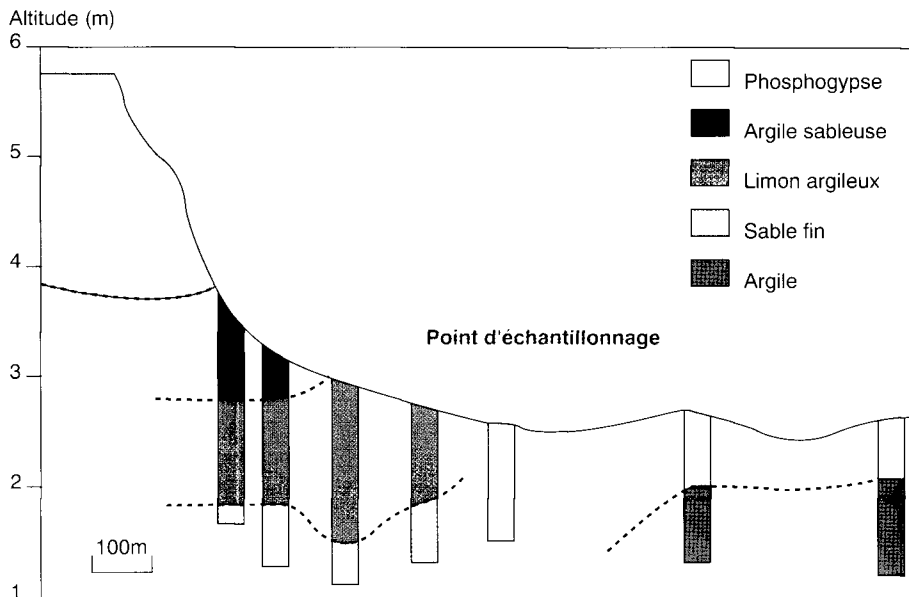


Fig. 3 - Coupe géologique au niveau du site de stockage de phosphogypse de la SIAPE « A ».

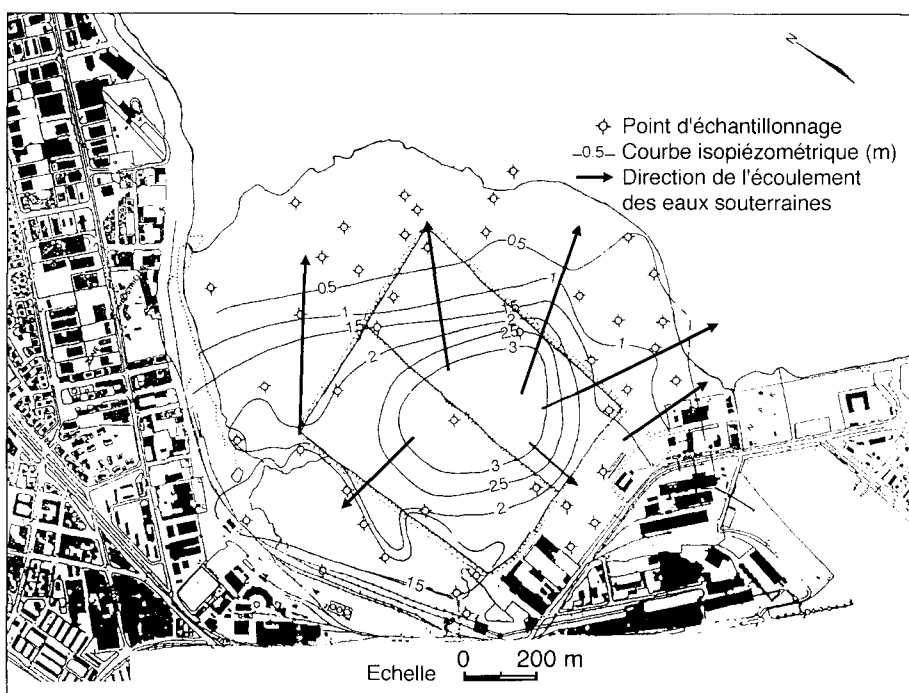


Fig. 4 - Carte piézométrique du site de stockage de phosphogypse de la NPK.

TABLEAU IV  
Teneurs en contaminants des eaux  
du site de stockage de phosphogypse de la NPK

	Teneurs en ppm						
	pH	F	PO <sub>4</sub>	Cd	Hg	Fe	Zn
Minimum	1,7	0,43	10	0,01	0,0016	0,5	0,41
Maximum	8,4	336,3	23 250	10,25	0,0031	90,5	69,6
Moyenne	3,4	87,25	10 100	1,20	0,0022	18,22	15,71
Norme	6,5 à 9	5	0,1	0,005	0,001	1	10

sur les minéraux argileux et la matière organique. Le pH moyen des eaux souterraines à proximité du stock de phosphogypse est de 3,4. À un tel pH, la presque totalité des métaux lourds, 70 % selon Yong et al. (1993), se trouvent sous forme ionique. Yong et Phadungchewit (1993) ont montré que, pour des pH inférieurs ou égaux à 4,5, la majorité des métaux lourds est sous forme soluble. D'après ce qui précède, les conditions du milieu paraissent favorables à la fixation et/ou à l'échange des polluants par le sol, donc à sa contamination.

Les échantillons de sol prélevés dans les sondages situés dans le terril central et dans la plaque périphérique, ont fait l'objet de l'étude expérimentale suivante : 25 g de sol sont agités pendant 30 minutes dans 100 ml d'eau distillée. L'analyse est effectuée sur le filtrat récupéré. En plus de la mesure du pH de l'échantillon, le résidu sec et les phosphates sont analysés. Les résultats de cette procédure analytique sont représentés dans le tableau V.

TABLEAU V  
Résultats des analyses des échantillons de sol du site de la NPK

Matériau	Nombre d'échantillons	PO <sub>4</sub>	Résidu sec	pH
		(ppm)		
Phosphogypse	20	875	9 910	2,3
Vase	13	130	5 860	6,8
Argile rouge	5	17	6 990	7,4

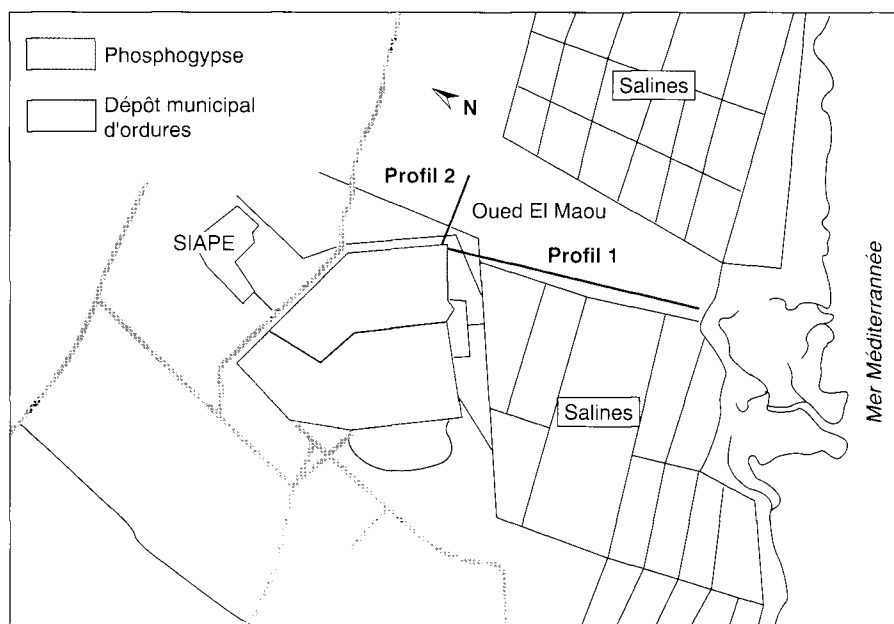
Ce tableau montre que les eaux mises en contact du phosphogypse sont très fortement acides, avec un pH moyen de 2,3. La teneur moyenne en PO<sub>4</sub> est de 875 ppm. Le résidu sec moyen est de 9 910 ppm. Les eaux récupérées à partir des échantillons de vase ou d'argile rouge ont un pH neutre de l'ordre de 7 et des teneurs en phosphates relativement faibles (17 à 130 ppm) mais restant toutefois élevées par rapport aux valeurs usuelles. Le résidu sec de ces eaux a une valeur moyenne de 5 860 à 6 990 ppm.

Les analyses réalisées ne permettent pas de quantifier le degré de pollution du sol à cause de l'altérabilité possible du sol au moment du prélèvement. Toutefois, la forte valeur du résidu sec permet de supposer la présence d'une charge polluante dans les échantillons étudiés.

### Étude de la pollution du site de la SIAPE « A »

Sur le site de la SIAPE « A », l'étude de la pollution est réalisée sur la base des résultats des analyses chimiques sur des échantillons d'eau et de sol. Deux profils d'échantillonnage ont été réalisés. Le premier profil est parallèle à l'axe principal d'écoulement (profil 1); le second (profil 2) lui y est perpendiculaire (fig. 5). Les prélèvements d'eaux souterraines ont été effectués au niveau des sondages, transformés en piézomètres, durant quatre campagnes étalées sur une période d'une année. Les échantillons de sol ont été prélevés au cours de la campagne de réalisation des piézomètres.

Fig. 5 - Position des profils d'échantillonnage des eaux et du sol du site de stockage de phosphogypse de la SIAPE « A ».



### Pollution des eaux de la nappe au niveau du site de la SIAPE « A »

Les teneurs en contaminants des eaux de la nappe sont, dans la presque totalité des cas, plus fortes que les concentrations exigées par les normes tunisiennes sur les rejets en domaine public maritime. Les concentrations ne varient pratiquement pas au cours de l'année. Le tableau VI présente la moyenne des concentrations sur les quatre campagnes d'échantillonnage réalisées.

Le pH des eaux de la nappe suivant le profil parallèle à l'écoulement est fortement acide jusqu'à une distance voisine de 200 m. Au-delà de cette distance, les eaux redeviennent neutres avec un pH de l'ordre de 7. Les eaux échantillonnées au niveau du deuxième profil ont des pH neutres à partir d'une distance de 30 m.

Une très forte pollution est présente sur une distance de 200 m dans la direction principale de l'écoulement de la nappe et de 30 m dans la direction latérale. Cette pollution est exprimée par les fortes teneurs en fluor, phosphates et métaux lourds de ces eaux, qui dépassent plusieurs fois les valeurs tolérées par les normes tunisiennes sur les rejets.

Les échantillons prélevés au niveau du deuxième profil montrent des teneurs en divers éléments nettement inférieures à celles du profil parallèle à la direction principale d'écoulement. Toutefois, elles restent supérieures aux valeurs fixées par les normes tunisiennes sur les rejets en domaine public maritime, attestant d'une forte contamination des eaux de la nappe. Cette différence dans les concentrations entre les deux profils peut être expliquée par la nature même du processus de migration des solutés en milieu poreux. En effet, dans la direction perpendiculaire à l'écoulement, la vitesse d'écoulement de l'eau est nulle et le processus de transport des polluants suivant cette direction se limite à une diffusion ionique simple, due à l'existence d'un gradient de concentration dans le milieu poreux (Bear, 1972). Cette propagation est plus lente

que celle qui se produit suivant la direction de l'écoulement où interviennent, en plus de la diffusion ionique, l'advection, qui est un transport des polluants à la vitesse des eaux interstitielles, et la dispersion mécanique, qui résulte des processus des mélanges par suite de la différence de vitesses entre les chenaux d'écoulements (Bear, 1972).

### Pollution du sol au niveau du site de la SIAPE « A »

Les échantillons de sol ont été prélevés tous les 20 cm le long des sondages situés à 25, 50, 75, 100 et 150 m à partir du pied du terril de phosphogypse, selon le profil 1. Chaque échantillon a subi les deux analyses suivantes :

- une analyse globale après dissolution complète par attaque acide,
- une analyse sur des échantillons lessivés par élimination des composés solubles, après agitation de 25 g de sol dans 100 ml d'eau distillée pendant 30 minutes.

Le comportement des phosphates, fluor, cadmium, fer et zinc a été particulièrement examiné. Les résultats de ces analyses, exprimés sous forme de concentrations moyennes au niveau de chaque sondage, sont présentés respectivement dans les tableaux VII et VIII.

Les échantillons lessivés ont des teneurs en cadmium, zinc et fer faibles par rapport aux échantillons solubilisés. Cette différence résulte de la fixation de ces éléments par adsorption, qui est un phénomène réversible. En présence d'une solution moins concentrée, l'eau distillée dans ce cas, le sol libère les éléments adsorbés auparavant au contact de la solution fortement concentrée représentée par le lixiviat du phosphogypse.

La fixation des phosphates et du fluor est presque totalement irréversible ; les échantillons lessivés ont des teneurs voisines de celles des échantillons solubilisés. Dans ce dernier cas, la fixation est probablement due à des liaisons chimiques.

TABLEAU VI  
Teneurs en contaminants des eaux du site de stockage de phosphogypse de la SIAPE « A »

Distance au terril (m)	pH	F	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Cd	Hg	Fe	Ni	Zn
		(ppm)						
0	1,5	6 073	10 567	3,63	0,53	63	2,032	10,83
25	1,7	4 631	9 498	2,895	0,46	50,35	0,9	8,69
200	7,3	52,68	22,23	0,045	0,1	0,275	0,31	0,18
30*	7,1	20,38	27,38	0,039	0,1	0,43	0,36	0,16

\* Échantillons du profil transversal (profil 2).

TABLEAU VII  
Teneurs en contaminants des échantillons de sol solubilisés du site de la SIAPE « A »

Distance au terril (m)	Nombre d'échantillons	F	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Cd	Fe	Zn
		(ppm)				
0	8	40 600	11 570	45	960	260
25	4	34 100	9 610	38	930	200
50	7	28 300	8 170	37,1	720	170
75	7	19 800	7 820	35,4	630	140
100	6	17 500	7 130	34,6	410	90
150	7	360	670	19,4	350	50

TABLEAU VIII  
Teneurs en contaminants des échantillons de sol lessivés du site de la SIAPE « A »

Distance au terril (m)	Nombre d'échantillons	F	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Cd	Fe	Zn
		(ppm)				
0	8	37 300	6 560	5,2	28,99	35,6
25	4	27 650	4 400	1,03	24,7	10,1
50	7	23 700	4 100	1,2	18	8,6
75	7	15 600	2 000	1,3	12,7	7,93
100	6	11 500	1 560	1	12,6	1,78
150	7	32	17	0,16	2,25	0,56

## Conclusions

Les différentes études menées sur le phosphogypse ont montré qu'il est à la fois source de pollution par sa composition et encombrant par les grandes quantités produites. La solubilité des éléments toxiques de ce matériau et l'acidité de son lixiviat accentuent le risque de propagation de cette pollution à partir des stocks de phosphogypse disposés directement sur le sol sans dispositif de protection.

L'étude de l'impact environnemental du stockage, durant près de 30 ans, du phosphogypse sur les sites de la SIAPE « A » et de la NPK à Sfax, a montré les conséquences sur l'environnement du mode de stockage adopté.

Le taux de contamination des eaux de la nappe au voisinage de ces sites est très élevé. Ainsi, les

teneurs en fluor, phosphates et métaux lourds ont été mesurées et les valeurs dépassant de plus de 100 fois les spécifications des normes tunisiennes sur les rejets ont été enregistrées. Ces eaux vont, par l'écoulement souterrain, rejoindre la mer et constituent un risque potentiel pour la faune et la flore.

L'existence d'une contamination des sols est traduite par les fortes concentrations en métaux lourds des échantillons prélevés sur ces sites.

Faute de solution immédiate pour la valorisation du phosphogypse en quantité importante, il semble nécessaire de prendre des mesures pour limiter la pollution puis décontaminer le site. Ces mesures pourraient consister à :

➤ modifier le processus de production de l'usine SIAPE « A » pour inclure une neutralisa-

tion du phosphogypse à la chaux et mettre en place un système de récupération et de recyclage des eaux de stockage ;

➤ décontaminer les eaux de la nappe et les sols pollués, sur la base d'études complémentaires ;

➤ prendre des mesures de protection et de cor-

rection sur les sites actuels, par une isolation hydrogéologique et un confinement des stocks de phosphogypse ;

➤ réaliser des sites protégés et appropriés pour le stockage futur du phosphogypse.

### RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABDELOUAHEB C., AIT-AMAR H., OBRETOV Z., GAID A. (1987), Fixation sur les argiles bentonitiques d'ions métalliques présents dans les eaux résiduaires industrielles. Cas du Cd et du Zn. *Revue internationale des sciences de l'eau*, vol. 3, 2, mai 1987, pp. 33-40.

ANDRIEUX P., BIVERT B., DRON R. (1978). Utilisation du phosphogypse en assises traitées aux liants hydrauliques. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, Spécial VII, Le phosphogypse, pp. 54-68.

ASTESAN A. (1978). Activation par le gypsonat de sables traités au laitier granulé. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, Spécial VII, Le phosphogypse, pp. 44-49.

BEAR J. (1972), *Dynamics of fluids in porous media*, Elsevier, New York.

CHAKCHOUK M., TRABELSI F. (1989), *Contribution à l'étude de la récupération des eaux de rejet de l'usine SIAPF A.*, Rapport interne, ENIS, Tunisie.

ELEKTOROWICZ M., HADJINICOLAOU J., YONG R.N. (1991), *Sélection des sites alternatifs pour l'élimination des déchets de grandes municipalités*, Compte rendu de la première conférence canadienne de géotechnique environnementale, 14, 15 et 16 mai 1991, Montréal (Canada).

FEKI N. (1991), *Utilisation du phosphogypse en assises de chaussées*, Rapport interne, ENIS, Sfax (Tunisie).

FREEZE R.A., CHERRY J.A. (1979), *Groundwater*, Prentice-Hall, 604 pages.

KELLY W.E., BAGARDI I. (1987), *Site characterization for waste disposal*, Proceedings of the Conference on « Geotechnical practice for waste disposal '87 », ASCE, Ann Arbor, USA, June 15-17, 1987, pp. 40-63.

KIBKALO B. (1978), Caractéristiques hydrodynamiques d'un phosphogypse. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, Spécial VII, Le phosphogypse, pp. 117-122.

MANGIN S. (1978). Utilisation du phosphogypse en technique routière. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, Spécial VII, Le phosphogypse, pp. 7-13.

MET (1988), *Norme NT 106-002*, Ministère de l'Économie Tunisienne.

MENVIO (1988), *Grille des critères indicatifs de la contamination des sols et de l'eau souterraine*, Ministère de l'Environnement du Québec (Canada).

PIUATTI D., PUIG J., SCHAEFFNER M. (1983), Traitement des sols à la chaux aérienne et aux ciments. Méthodologie des études de laboratoire. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 124, pp. 123-142.

PIUATTI D., BOULAY R., ARNAL G. (1982), Mise en végétation d'un déchet : le phosphogypse. Résultats des essais sur l'accotement d'une chaussée expérimentale. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 122, pp. 37-59.

ROUIS B. (1991), *Contribution à l'utilisation de sous-produits industriels, application au cas du phosphogypse de Sfax*. Thèse de doctorat de spécialité de l'Université de Joseph Fourier, Grenoble, France.

ROUIS M.J. (1991), *Conception et caractérisation de barrières hydrogéologiques à partir de poussières de four de cimenterie*, Thèse de doctorat ès sciences appliquées, Sherbrooke (Canada).

ROUIS M.J., FEKI N. (1991), *Utilisation du phosphogypse de Sfax en assises de chaussées*, Symposium international sur la géologie urbaine, Sfax, 14-19 octobre 1991.

ROUIS M.J., BEN SALAH A., BALLIVY G. (1990), *Phosphogypsum management in Tunisia: environmental problem and required solutions*, Proceedings of the Third International Symposium of Phosphogypsum, Orlando, FL. FIPR Pub, n° 01-060-083, vol. 1, pp. 87-105.

RUTHERFORD P.M., DUDAS M.J., SAMEK R.A. (1994), *Environmental impact of phosphogypsum*, The Science of the total environment, 149 (1994), pp. 1-38.

SCHAEFFNER M. (1978), Premiers résultats relatifs aux conditions de stockage et d'utilisation du phosphogypse dans les remblais routiers, *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées, Spécial VII*, Le phosphogypse, pp. 80-98.

TRABELSI I. (1992), *Activation du phosphogypse pour son utilisation dans des couches de fondation*, Rapport interne, ENIS, Sfax (Tunisie).

YONG R.N., PHADUNGCHEWIT Y. (1993), *pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils*, *Revue Canadienne de Géotechnique*, vol. 30, n° 5, pp. 821-833.

YONG R.N., GALVEZ-GLOUTIER R., PHADUNGCHEWIT Y. (1993), *Selective sequential extraction analysis of heavy metal retention in soil*, *Revue Canadienne de Géotechnique*, vol. 30, n° 5, pp. 834 - 847.

## ABSTRACT

### Environmental impact of gypsophosphate Storage at Sfax – Tunisia

M. ZAIRI, M.J. ROUIS

Barren phosphogypsum produced during phosphoric acid manufacture has been stored for thirty years on two unprotected sites at the IAPE « A » and NPK factories in the Tunisian town of Sfax. This paper describes the chemical and geotechnical characteristics of this waste material, the manufacturing process which produces it, the means used to store it and the tests which have been conducted to try to find uses for it. It then considers the way the Sfax storage sites interact with their environment.

The Sfax study has established the geometrical, geological and hydrological characteristics of the two sites. Chemical analysis of subsurface water and soil samples from the site have detected fluoride, phosphate and heavy metal pollution at levels above those permitted by Tunisian waste standards.