DOCUMENT PUBLIC

Impact naturel des carrières sur la qualité des eaux souterraines

novembre 1998
R 40306

BRGM
L'ENTREPRISE AU SERVICE DE LA TERRE

Synthèse

Le présent travail a été réalisé sur des crédits de la taxe parafiscale sur les Granulats (TPFG). Il est consacré aux impacts constatés des exploitations de granulats, alluvionnaires ou en roche massive, sur la qualité des eaux souterraines. Seules sont prises en compte les conséquences normales à court ou moyen terme d'une activité extractive, à l'exclusion des accidents ou interventions humaines extérieures à l'exploitation, délibérées ou non.

L'approche effectuée a été essentiellement documentaire, de manière à faire le point sur les résultats déja acquis. Ont été ainsi dépouillés l'ensemble des travaux précédemment financés par la TPFG, les principales revues françaises consacrées à l'industrie minérale et à l'hydrogéologie, ainsi que les bases de données bibliographiques internationales (GEOREF). Parallèlement, une enquête a été faite chez les exploitants, afin de recueillir les données hydrochimiques éventuellement disponibles.

Dans l'ensemble, les mesures effectuées sur les lacs de carrières ou de gravières, ainsi que sur les nappes aquifères situées en aval hydraulique, montrent des variations géochimiques *tout à fait similaires à celles qui sont connues dans l'environnement de rivières* ou de retenues de barrages. Elles sont dues à :

- une stratification thermique et chimique lorsque la profondeur dépasse une quinzaine de mètres ;
- une *dénitratation sensible* dans les plans d'eau et dans la nappe aquifère en aval ;
- des variations d'une vingtaine de paramètres physico-chimiques en liaison avec le développement de phytoplancton et/ou la précipitation de carbonate de calcium (calcite) ;
- la présence fréquente de fer, manganèse et azote ammoniacal, dans la nappe aquifère sur quelques dizaines de mètres en aval des rives ("*effet de berge*").

Ce modèle global doit être décliné en fonction des principaux caractères géochimiques du milieu géologique, que l'ont peut en première approximation résumer à la présence ou non de carbonates d'une part (calcite), et de sulfures (pyrite) d'autre part. Il en résulte quatre catégories principales :

- *pas de sulfures et pas de calcite* : entre autres, sables pliocènes, et granites ; dans ce dernier cas, on a constaté l'excellente qualité des eaux de carrières, au point d'envisager ces lacs comme une ressource (un volant) d'eau potable ;
- *pas de sulfures et présence de calcite* : alluvions des grandes vallées, mais aussi sans doute grès calcaires, etc. ; le caractère propre de cette catégorie réside dans les fluctuations géochimiques liées à la précipitation estivale de la calcite ;

- *sulfures et pas de calcite* : les eaux ont un caractère acide et sulfaté, et doivent être traitées afin d'être neutralisées : roches métamorphiques par exemple (certains quartzites, cornéennes, etc.) ;
- *sulfures et présence de calcite* : de nombreux calcaires sont dans ce cas, les eaux sont neutres et de nature sulfatée (de type séléniteux).

Parmi les annexes techniques qui étayent ce travail :

- trois ont été consacrées à la description des caractères géochimiques observés dans les lacs de carrières ou de gravières ainsi que dans les nappes aquifères adjacentes, d'une part ; et à leurs homologues dans les plans d'eau naturels (ou lacs de retenues), d'autre part,
- quatre autres annexes ont porté sur chacun des quatre milieux géologiques définis plus haut,
- enfin, deux annexes traitent de l'évolution à long terme (eutrophisation éventuelle) et de la question de la mise à nu de la nappe aquifère.

Sommaire

Introduction 7

1. Les exploitations au-dessous du niveau hydrostatique 11

1.1. Les exploitations de matériaux calcaires et sans sulfures 11

1.2. Les matériaux non calcaires et sans sulfures 19

1.3. Les matériaux sans calcaire et contenant des sulfures 21

1.4. Les matériaux calcaires et avec sulfures 23

2. Les exploitations au-dessus du niveau hydrostatique 25

2.1. L'influence de la production de fines sur la qualité des eaux souterraines 25

2.2. L'influence des eaux de lavage 27

3. Le cas des karsts 29

3.1. Le problème des fines 29

3.2. Le risque bactérien 29

3.3. L'intérêt de traçages préalables 29

4. Discussion et synthèse 31

4.1. Les roches perméables 31

4.2. Les roches imperméables fracturées 32

4.3. Les zones à risques : recherche des sulfures 33

4.4. Les paramètres physico-chimiques de contrôle 34

Conclusions et recommandations 37

Références 39

Annexe 1 - Bref historique des recherches à propos de l'impact des activités extractives sur la qualité des eaux souterraines 41

Annexe 2 - Rappels sur le comportement chimique des plans d'eau naturels (lacs, étangs) 47

Annexe 3 - Caractères chimiques des eaux dans les gravières ou ballastières 61

Annexe 4 - L'influence des cours d'eau sur la chimie des eaux dans les nappes aquifères alluviales 69

Annexe 5 - Modifications de la chimie des nappes souterraines en aval de gravières 77

Annexe 6 - L'aval de carrières en milieu non calcaire et sans sulfures 87

Annexe 7 - L'aval de carrières en milieu à sulfures et non calcaire 93

Annexe 8 - L'aval de carrières en milieu calcaire à sulfures 105

Annexe 9 - Le comportement à long terme des plans d'eau - la question de l'eutrophisation 111

Annexe 10 - La question de la mise à nu des nappes 117

Liste des figures 130

Liste des tableaux 131

Introduction

Le présent travail a été financé par la Taxe parafiscale sur les granulats (TPFG). Il est dévolu essentiellement à l'influence des activités extractives, carrières ou gravières, sur la *qualité des eaux souterraines*. C'est une question qui est encore peu connue, en tous cas moins bien que celle de l'évolution chimique des plans d'eau, naturels ou non. En effet, les mesures sur des eaux de surface peuvent être faites sans problème à tous les endroits souhaitables, que ce soit dans le sens horizontal ou dans le sens vertical : il en va tout différemment pour les eaux souterraines, qui ne sont guère accessibles que par quelques points en nombre très limité, des sources, puits ou piézomètres, voire ouvrages d'alimentation en eau. Le nombre de sites et de profondeur de mesure, est donc fatalement beaucoup plus limité.

Seuls seront considérés dans le cadre de cette étude les effets *naturels* des travaux d'excavation et de traitement des matériaux extraits. On ne prendra pas en compte la dégradation de la qualité des eaux de carrières par des *apports anthropiques*, qu'ils soient maîtrisés (comblement par des matériaux dits inertes) ou non (fuites, accidents, vandalisme, malveillance). Dans le premier cas en effet, il s'agit en fait d'une question de *stockage* et des impacts induits sur la qualité des eaux souterraines ; dans le second cas, le problème rejoint celui, plus général, de la *surveillance* de chantiers ou d'installations industrielles.

Ce rapport a été bâti de manière à pouvoir satisfaire plusieurs niveaux de lecture, voire être décliné en plusieurs versions, et donc à avoir l'audience la plus grande possible :

- le texte proprement est destiné à être lu facilement et rapidement, sans être alourdi par des formules chimiques ou des références bibliographiques, et s'attache aux principaux résultats obtenus : c'est en quelque sorte un *résumé étendu* censé éventuellement se suffire à lui-même ;
- viennent ensuite des annexes techniques plus étoffées, comportant les sources bibliographiques, auxquelles on se reportera si besoin est ; la rédaction du texte principal a toutefois été faite de manière à permettre une diffusion éventuelle sans ces annexes, pour des lecteurs non avertis.

Vers le milieu des années 80, un effort important a été fait, sur financement de la Taxe Parafiscale sur les Granulats (TPFG), pour évaluer l'impact des gravières sur la qualité des eaux souterraines. Les principaux terrains de jeu ont été choisis en Normandie et en Alsace, et les résultats marquants condensés en un rapport de synthèse (ann. 1). Depuis, une documentation nombreuse est parue sur la qualité des eaux

souterraines, des cours d'eau et des lacs, qui fournit de précieux éléments de comparaison avec l'environnement des exploitations.

L'objet du présent travail est de faire le point des connaissances ; on a décidé de ne pas se limiter aux exploitations en domaine alluvial, et de prendre aussi en considération les carrières en roche massive. De plus, afin d'élargir le tour d'horizon, la bibliographie internationale a été exploitée (ann. 1).

Problèmes rencontrés

Une bonne évaluation de l'impact des exploitations sur les eaux souterraines, demande idéalement la connaissance :

- de la composition des eaux souterraines en amont hydraulique des travaux ;
- de celles des eaux des excavations (pendant, ou après exploitation) ;
- de la composition des eaux souterraines en aval hydraulique.

Ceci demande la prise en compte de très nombreux paramètres, mais aussi et surtout, de leur variabilité dans le temps et dans l'espace. Comme on le verra il est rarissime, ou même le plus souvent franchement impossible, de disposer de toutes les données nécessaires.

Les principaux cas à prendre en considération

Plusieurs catégories majeures étaient déjà identifiées au démarrage de l'étude :

- situation des exploitations par rapport au *niveau hydrostatique*, c'est-à-dire développées au-dessus, ou au-dessous : et dans ce dernier cas, exploitations en eau, ou à sec avec rabattement de nappe. C'est un point important, car en présence de sulfures, l'abaissement du niveau hydrostatique conduit à une oxydation, et au passage en solution de nombreux éléments ;
- nature *physique* du matériau : roche meuble (sables, graviers), ou massive ;
- nature *chimique* du matériau, en particulier présence ou absence de calcaire (ou de carbonates) d'une part, présence ou absence de sulfures d'autre part.

D'autres distinctions pourraient être faites, recoupant en partie le découpage précédent. Ainsi les roches meubles sont le plus souvent poreuses et *perméables*, ce qui n'est pas toujours le cas des roches massives. Par conséquent les premières ont été le siège de circulations d'eaux d'origine météorique, qui les ont débarrassées des sulfures qu'elles contenaient éventuellement, et parfois des carbonates. Pour ces derniers en effet, deux cas peuvent se présenter selon leur âge :

- les roches de formation récente (quelques milliers ou dizaines de miliers d'années) : tout le stock de carbonates n'a pas eu le temps d'être dissous, les roches et les eaux

contenues sont à *caractère calcaire* : c'est le cas de la majorité des alluvions quaternaires ;

- les roches de formation ancienne (quelques millions d'années) : les circulations aquifères ont eu le temps de dissoudre les carbonates, les eaux contenues ont un caractère légèrement *acide* (placages de sables pliocènes de Bretagne).

Dans les roches massives, il est là encore commode de distinguer deux cas :

- les roches perméables (à perméabilité de matrice), dans lesquelles les circulations aquifères ont détruit les sulfures : grès, calcaires perméables ;
- les roches peu perméables, ou ces circulations n'ont pu agir que sur la partie superficielle décomprimée, et le long des *fissures*. Les sulfures, s'ils existaient originellement, sont préservés en profondeur sous le niveau hydrostatique, et dans les parties massives loin des zones de circulations aquifères.

Le plan du rapport

Pour la structure du texte qui suit, nous avons en conséquence adopté la hiérarchisation définie plus haut : situation par rapport au niveau hydrostatique, nature physique du matériau (de la roche), nature chimique.

En ce qui concerne la nature chimique des roches, une liste de tous les cas de figure envisageables n'est pas possible. Il est plus simple de faire une classification assez générale, et nous distinguerons successivement quatre catégories de milieux :

- les milieux calcaires non pyriteux, les plus fréquents ;
- les milieux non calcaires et sans sulfures : sables purs, certains grès ou granites ;
- les milieux non calcaires et à sulfures (pyriteux) : terrains métamorphiques ;
- les milieux calcaires et pyriteux (calcaires d'origine marine le plus souvent).

Remarque

L'impact des carrières ou gravières sur la qualité des eaux souterraines ne peut guère porter que sur la nappe aquifère *la plus superficielle*, sauf cas très particuliers. Pour désigner cette nappe, le terme de "phréatique" est souvent employé, mais les hydrogéologues déconseillent ce terme. En effet, la nappe aquifère la plus superficielle peut se trouver sous des terrains imperméables et être donc "captive" ou semi-captive, alors que "phréatique" désigne en principe une nappe "libre", sans couverture (ni protection) imperméable. Aussi préfèrent-ils la désignation de "nappe libre" : mais ce dernier terme n'étant pas forcément compris des non-hydrogéologues, nous emploierons malgré tout le terme de "nappe phréatique" dans le sens de "nappe aquifère la plus superficielle, libre".

1. Les exploitations au-dessous du niveau hydrostatique

Nous ne ferons pas ici de distinction entre les exploitations en eau et les exploitations avec rabattement de nappe :

- en effet dans ce dernier cas, la fin de l'exploitation implique à plus ou moins long terme le retour du niveau hydrostatique à un niveau voisin du niveau initial. La mise en place d'un plan d'eau, avec ses particularités chimiques éventuelles, et le cas échéant une influence sur la composition de la nappe située en aval hydraulique, est donc simplement *différée* dans le temps ;
- nous n'avons trouvé aucune indication de comportement chimique différent dans l'un ou l'autre cas, hormis le cas de roches à sulfures ;
- enfin, il n'est pas toujours facile de savoir, lorsque l'on trouve des données sur un lac de gravière par exemple, quel a été le type d'exploitation, à sec ou non : même si la mémoire n'a pas été perdue, ce genre de renseignement ne figure pas toujours dans les documents disponibles.

1.1. LES EXPLOITATIONS DE MATÉRIAUX CALCAIRES ET SANS SULFURES

Comme dit précédemment, deux grandes catégories doivent être distinguées, les roches meubles et les roches massives. Non qu'il s'agisse d'une question de mode d'exploitation, mais les deux types sont très répandus sur notre territoire. Le premier correspond par exemple aux alluvions des vallées de la Seine, du Rhin, de la Loire, qui contiennent presque toujours un peu de calcaire en raison des bassins qu'elles drainent ; elles constituent les réserves importantes en granulats. Le second correspond aux calcaires d'origine lacustre, d'âge tertiaire surtout, dont le calcaire de Beauce pourrait être un exemple.

1.1.1. Les roches meubles : gravières, ballastières

Le milieu est essentiellement le milieu alluvial au sens large, c'est-à-dire les plaines d'inondation mais aussi les terrasses associées. Il existe un nombre conséquent de données sur la chimie des eaux de gravières correspondantes. L'interprétation est très facilitée si l'on compare ces données avec celles recueillies sur les lacs naturels, et sur les nappes aquifères alluviales hors de toute exploitation.

a) La chimie des plans d'eau et les modifications apportées à la composition initiale des nappes aquifères

Dans les lacs de gravières ou de carrières, les principaux phénomènes affectant la chimie des eaux sont (ann. 2 et 3) :

- une saturation ou une sursaturation des eaux par rapport à la calcite, pouvant amener une précipitation estivale liée à l'augmentation des températures et/ou à la consommation de gaz carbonique par le phytoplancton ;
- le **développement d'un phytoplancton**, sous l'effet de l'ensoleillement, avec une diminution de la concentrations en nutrients, parmi lesquels en premier lieu les nitrates.

Lors de l'exposition à l'air du niveau hydrostatique, qu'il soit immédiat (exploitation en eau) ou différé (exploitation avec rabattement, puis installation d'un lac après la fin de l'exhaure), les mesures sur les lacs de carrières montrent une meilleure oxygénation des eaux, une **diminution des nitrates**, une élimination des traces de fer, donc une **amélioration de la qualité** de l'eau. Ceci dans la partie la plus superficielle des plans d'eau ; en profondeur au contraire, surtout dans le cas de lacs profonds (plus de 15 ou 20 m), il peut y avoir détérioration de la qualité de l'eau avec formation d'azote ammoniacal, et présence de fer et de manganèse. On se souviendra à cet égard que l'aération des couches profondes des plans d'eau, est une des techniques mises en oeuvre pour le contrôle de la qualité de l'eau dans les retenues artificielles.

Les eaux des lacs de carrières, tout comme celles des lacs naturels ou des retenues artificielles, se comportent donc comme un réacteur chimique de dénitratation : c'est une des raisons pour lesquelles localement (vallée de la Garonne), on a songé à les utiliser pour la production d'eau potable. Il se trouve que **ces modifications sont en tout point identiques à celles qui ont pu être relevées dans les plans d'eau naturels** (fig. 1).

Une des difficultés inhérentes au diagnostic de l'état chimique pour ces plans d'eau, réside dans l'existence de variations saisonnières et même journalières de concentration, pour certains paramètres comme le pH ou l'oxygène dissous. Ces variations peuvent en grande partie être prévues et même modélisées en fonction de la température, de l'ensoleillement, etc. En sens inverse et dans le cadre d'un autocontrôle, l'interprétation de mesures isolées faites une fois tous les trimestres ou tous les mois pour des paramètres aussi variables, à des heures non précisées, n'est pas toujours facile en termes de signal d'alerte de pollution.

b) La qualité des nappes aquifères en aval hydraulique des lacs de gravières

Il y a un problème d'accessibilité à la nappe impliquant la construction d'ouvrages particuliers (piézomètres) ; c'est pourquoi les mesures chimiques sont plus rares que pour les eaux de lacs de carrières. Par ailleurs l'échantillonnage est plus lourd, puisqu'il

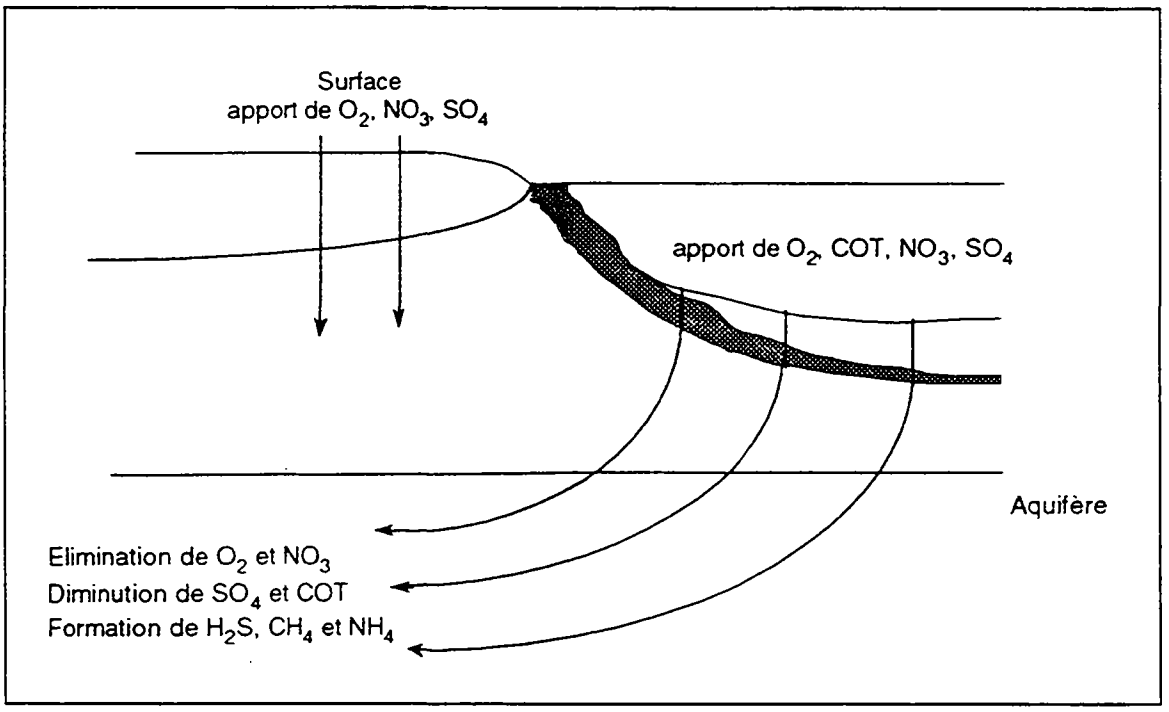

Fig. 1 - Evolution schématique des divers composés dissous, au cours du passage à travers la berge, d'après M. Detay (1997).

Ce schéma, établi à propos des nappes alluviales de la Seine, peut être repris pour le cas des nappes adjacentes aux lacs de gravières : on se rapportera à la figure 5 en annexe 4.

nécessite un pompage préalable (renouvellement de 3 à 5 fois le volume contenu dans le tubage) destiné à exhaurer une eau dont la composition a pu être altérée au contact de l'atmosphère, ou des éléments métalliques s'il s'en trouve dans les ouvrages.

Les principales données ont été acquises en Normandie et en Alsace, ainsi que sur la vallée de la Garonne (Ann. 4 et 5). Elles ont l'intérêt de concerner deux types de plans d'eau aux comportementx très différents, les gravières profondes (jusqu'à 40 m : Alsace) et les gravières peu profondes, quelques mètres au maximum (Normandie, vallée de la Garonne). Dans le cas de lacs profonds il y a une tendance à une stratification thermique et chimique des eaux sur la plus grande partie de l'année ; dans les étangs peu profonds, les vents provoquent un brassage et une homogénéisation qui interdisent toute stratification durable.

• L'effet de berge et son influence sur la composition des eaux de la nappe

L'influence des plans d'eau sur la qualité de l'eau dans la nappe aquifère, en aval hydraulique, est sensible ; elle est à fait semblable à ce que l'on appelle "*effet de berge*" dans le cas de bords de rivières.

Cet effet de berge est dû à un manque d'oxygénation de l'eau : ces berges sont souvent recouvertes de matériaux plus fins, moins perméables que les sables et graviers exploités, ce qui freine l'infiltration des eaux de pluie chargées en oxygène. L'alimentation de la nappe se fait plus facilement de façon horizontale à partir des plans d'eau exposés à l'ensoleillement, entraînant dans l'aquifère les matières organiques provenant de la photosynthèse. Leur décomposition (dans laquelle les processus bactériens interviennent largement) se fait initialement de façon aérobie, puis de façon anaérobie, et même le cas échéant avec fermentation. Elle implique l'action d'oxydants qui interviennent théoriquement suivant un ordre strict :

- en premier lieu l'oxygène dissous ;
- quand celui-ci a disparu, les nitrates (dénitratation) ;
- le manganèse ;
- puis le fer ;
- enfin les sulfates.

Le stade ultime est celui de la formation de méthane (gaz des marais) par fermentation de la matière organique. En fait avec les mesures dont nous disposons, seuls les quatre premiers stades ont été observés *en aval de lacs de carrières ou de gravières* ; la production d'hydrogène sulfuré (réduction des sulfates) est rarement mentionnée, et jamais celle de méthane, bien qu'elle soit tout à fait plausible. Hydrogène sulfuré et surtout méthane (gaz des marais) sont bien connus dans certaines berges de rivières ou de plans d'eau naturels.

Lorsque l'on s'éloigne des rives des plans d'eau, la contribution des eaux de pluie chargées en oxygène est alors de plus en plus importante par rapport à l'apport latéral dans l'aquifère, et l'effet de berge a tendance à disparaître.

Schématiquement, on peut retenir que cet "effet de berge" porte sur deux types de constituants. Il concerne d'une part les *substances dissoutes* qui migrent avec l'eau, c'est-à-dire matières organiques, oxygène dissous, nitrates, sulfates ; et d'autre part il concerne aussi la *matrice de l'aquifère*, qui est plus ou moins attaquée, et laisse partir en solution des éléments comme fer et manganèse. Les raisons de ce comportement agressif de l'eau sont doubles : une baisse du pH liée à la production de gaz carbonique (destruction des matières organiques) ; et une baisse du potentiel d'oxydo-réduction, qui solubilise les oxydes de fer et manganèse.

• L'analogie avec les phénomènes naturels

Une description du phénomène peut être trouvée dans Detay (1993, p.279), à propos des berges des rivières. Elles s'applique fort bien aux résultats obtenus sur les lacs de gravières : "...Dans un premier temps, une réduction biologique anaérobie produit des quantités importantes de sulfures, phosphore, fer, manganèse et surtout d'ammoniaque (ammonification de l'azote organique liée à des matières en suspension). Toutefois, **une**

dénitrification extrêmement rapide a également lieu. Dans un deuxième temps, le rôle épurateur des alluvions est sollicité et permet une réduction importante des concentrations des éléments préalablement mis en solution".

L'augmentation locale en bord de gravières des concentrations en fer et manganèse, parfois signalée, n'est donc pas caractéristique d'une influence anthropique, puisqu'on la rencontre en l'absence de toute activité extractive. Ce phénomène se produit dès qu'un plan d'eau quelconque nourrit une nappe aquifère adjacente, soit de façon naturelle, soit en régime influencé (pompages). Il s'agit simplement d'une conséquence de la dégradation des matières organiques (essentiellement végétales) contenues dans les eaux.

Les modifications constatées dans la chimie des nappes aquifères en aval hydraulique des plans d'eau artificiels, sont ainsi tout à fait comparables à ceux qui ont été mis en évidence dans les captages de nombreuses plaines alluviales (ann. 4). C'est du reste dans ce milieu qu'a été mise en évidence une modification de la composition des eaux, infiltrées dans la nappe à partie des cours d'eau, et nommée "effet de berge". La frange de terrains correspondante localisée près des rives a été appellée "zone réduite", "zone de mauvaise qualité des eaux", etc. L'évolution de la qualité des eaux est négative pour certains paramètres (fer, manganèse, azote ammoniacal), mais il y a au contraire une amélioration en ce qui concerne les **nitrates**.

• La zone d'influence induite par les lacs de gravières dans les nappes alluviales

Mais cette évolution de la qualité des eaux de la nappe aquifère n'est pas définitive, et s'avère réversible en grande partie : c'est un phénomène transitoire, qui disparaît assez rapidement en aval. L'extension de cette perturbation est toutefois assez difficile à estimer pour plusieurs raisons :

- plusieurs paramètres sont impliqués, parmi lesquels les nitrates, l'azote l'ammoniacal, les nitrites, le fer et le manganèse ; les études privilégient en général l'un ou l'autre des paramètres seulement, et ne donnent pas un aperçu d'ensemble ;
- certains de ces paramètres chimiques sont susceptibles de fortes variations saisonnières (formes de l'azote, fer et manganèse), et par suite l'extension aval de la zone modifiée est peut-être elle aussi variable : en fait on ne sait pas si cette extension est stable dans le temps ou non ;
- les lacs de gravières sont en général situés au voisinage des rivières ou des fleuves, et parfois même à proximité immédiate. Les lignes de courant entre les berges des exploitations et celles du cours d'eau sont alors courtes, parfois quelques centaines de mètres seulement : le panache d'eau à chimie modifiée ne peut être alors de grande extension.

Par ailleurs quelques indications laissent penser que *la zone d'influence des lacs de gravières pourrait être fonction de leur taille* : faible pour un petit plan d'eau, importante pour un lac de plus grandes dimensions. Ainsi une zone dénitratée de 400 m

a pu être mise en évidence en aval d'un lac de gravière d'assez grandes dimensions (1 200 m x 200 m) dans la vallée de la Garonne. Compte tenu des données connues à l'heure actuelle, *c'est une valeur maximale* : dans deux cas relevés en Alsace et en Normandie, les modifications apportées par des lacs de gravières sont indécelables sur des captages situés à 300 m en aval.

• Les causes limitant l'extension de l'effet de berge

L'une des causes est certainement l'infiltration des eaux, qu'il y ait ou non ruissellement. Cette infiltration amène de l'oxygène, ce qui tend à oxyder l'azote ammoniacal, le fer et le manganèse, et donc à ramener les eaux à leur état initial. Mais il est possible d'invoquer aussi un mélange dû au caractère dispersif de l'aquifère, c'est-à-dire à des processus purement hydrodynamique au sein des alluvions.

• Remarque : une possibilité de modélisation

Il existe des codes de calcul qui permettent, connaissant les paramètres hydrodynamiques d'un aquifère, les précipitations, etc., de calculer le panache induit par une perturbation chimique quelconque. Ces modélisations (cf. fig. 2) supposent évidemment l'aquifère homogène, ce qui ne peut être qu'une approximation très grossière : ainsi "l'effet de vase", dû à la présence accidentelle de niveaux plus argileux et plus riches en matières organiques, serait difficilement calculable.

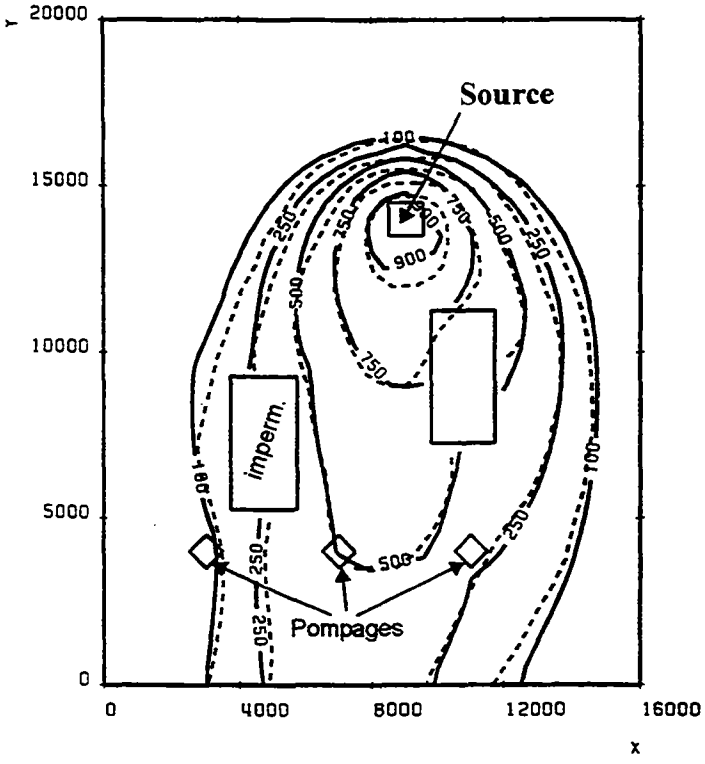

Fig. 2 - Modélisation possible d'une perturbation chimique en aval d'un lac de gravière.

Ceci mis à part, il serait tout à fait possible de tenter une approche par calcul numérique, et de la valider par comparaison avec des cas réels. Il serait intéressant de savoir si ce type de démarche permet au moins d'évaluer correctement *l'ordre de grandeur* (en extension) des perturbations induites dans l'aquifère, liées à l'effet de berge. On pourrait travailler par exemple sur les nitrates, en raisonnant par dilution pure et en faisant abstraction des phénomènes d'oxydo-réduction. Une telle démarche, purement hydraulique (ce n'est pas un modèle couplé) serait facilement réalisable, et permettrait par exemple de savoir si c'est la superficie des lacs de gravières qui est importante pour l'extension de l'effet de berge, ou si c'est la longueur de ces berges (ann. 5).

c) Conclusion

De ce qui précède, plusieurs points sont à souligner :

- *le fait majeur porte sur la dénitratation des eaux*, ce qui constitue une amélioration indiscutable de leur qualité vis-à-vis des nitrates, surtout dans des régions à environnement agricole. Le phénomène est toutefois local (lac de carrière et zone d'influence induite en aval), mais se retrouve de façon quasi systématique dans presque tous les cas observés ;
- les seuls paramètres liés à l'environnement chimique des gravières et ballastières, en l'occurrence un milieu calcaire, paraissent être ceux qui sont liés à la *précipitation et à la dissolution de la calcite* : les eaux des grandes vallées sont en général saturées par rapport au carbonate de calcium, car ces vallées ont tout ou partie de leur amont dans des régions calcaires. Les modifications induites sur des paramètres comme la concentration en calcium et bicarbonates, titre hydrotimétrique, dureté, conductivité, sont finalement d'un intérêt assez secondaire ;
- les autres modifications induites dans la qualité chimique des nappes aquifères, en aval des gravières en eau, sont fonction de la *production puis de la destruction de matières organiques*. Elles doivent donc avoir un caractère relativement ubiquiste, et se retrouver dans beaucoup de contextes en dehors des gravières ou des ballastières ;
- dans la suite de l'étude, nous considérerons que les modifications chimiques constatées dans les eaux au sein ou en aval des gravières, doivent en principe se retrouver également dans d'autres contextes, *mutatis mutandis* ;
- ces modifications s'observent au sein ou en aval de nombreux plans d'eau naturels, et ont donc un caractère très général. C'est le cas en particulier des augmentations locales des concentrations en fer et manganèse que l'on constate dans les aquifères près du bord des rivières, et que l'on nomme pour cette raison "effet de berge".

1.1.2. Les roches massives

Outre les *calcaires* d'origine lacustre d'âge tertiaire comme le celui de Beauce, déjà cité, les roches massives et sans sulfures comportant une phase calcaire peuvent comprendre certains *grès* ou certains *basaltes* (à traces de calcite par exemple).

Dans ce type de roche la porosité peut être une porosité de matrice (calcaires, grès) mais aussi une porosité de fissures. Quoiqu'il en soit, cela n'a pas d'importance au regard de la chimie des eaux, l'important est l'absence de sulfures. L'excavation sous le niveau hydrostatique ne pourra donc provoquer l'oxydation de ces derniers, ni le passage en solution de sulfates et de métaux. Pour ces paramètres, la chimie des eaux de carrières restera identique à celle de la nappe aquifère initiale.

a) Les lacs de carrières

Dans les lacs de carrières, la saturation des eaux par rapport à la calcite d'une part, le développement d'un phytoplancton d'autre part, devraient induire les mêmes phénomènes chimiques que dans les gravières. Ce sont notamment, rappellons-le, une *dénitratation*, des variations saisonnières de dureté, de conductivité, et même des variations journalières de pH et d'oxygène dissous (ann. 2 et 3).

b) La nappe aquifère en aval des exploitations

De même, la nappe aquifère devrait être le siège du même "effet de berge" qu'au bord des plans d'eau naturels ou artificiels en milieu alluvial, avec traces d'azote ammoniacal, présence de fer et de manganèse. Ces deux éléments sont en effet courants sous forme d'oxydes ou d'hydroxydes dans les calcaires ou les grès, et dans les roches volcaniques aussi en tant que produits d'altération.

Ainsi dans les résurgences de la Loire à l'Est d'Orléans, on a pu montrer la modification de certains paramètres, qui s'apparente bien à l'effet de berge. Il y a en effet un net mécanisme de dénitrification, une diminution de l'oxygène dissous et du pH, une oxydation des matières organiques dissoutes (cf. ann. 4, § 4.2.4).

Cet exemple se situe dans un contexte karstique (conduits dans le calcaire de Beauce). Dans d'autres milieux, l'extension du phénomène reste indéterminé ; elle est probablement fonction, du moins en partie, de deux facteurs :

- l'existence ou non d'une couche plus ou moins imperméable au-dessus de l'aquifère, son absence devant limiter l'effet de berge ;
- les caractéristique de perméabilité de l'aquifère.

Des calculs avec un modèle hydrodispersif pourraient être mis en oeuvre, mais il conviendrait au préalable de les valider en montrant leur pertinence dans des cas mieux connus, comme les environnements de gravières.

c) Conclusion

Nous ne disposons à l'heure actuelle de peu de mesures sur l'évolution de la chimie des eaux, dans un contexte de roches massives contenant au moins un peu de carbonates.

Compte tenu de ce que l'on sait des gravières et de cas de résurgences comme celles de la Loire, plusieurs cas seraient à distinguer :

- l'aquifère est à perméabilité de matrice (calcaires poreux, grès calcaire perméable, etc.) et recouvert d'un niveau peu perméable ("terres de découverture") qui empêche l'infiltration d'eaux riches en oxygéne : dans ce cas, l'évolution chimique devrait être identique à ce que l'on observe en aval hydraulique des gravières ;
- l'aquifère est à découvert, ou à porosité de fissures. Les infiltrations d'eaux météoriques riches en oxygène inhibent probablement l'effet de berge ; le résultat essentiel devrait être une dénitratation induite par l'assimilation biologique (développement du phytoplancton) ;
- l'aquifère est karstique : l'évolution de la matière organique en l'absence d'oxygène, conduit à une évolution chimique de l'eau analogue à celle qui est observée en aval de gravières.

1.2. LES MATÉRIAUX NON CALCAIRES ET SANS SULFURES

Les roches correspondantes peuvent être certains *sables*, comme ceux des dépôts pliocènes de Bretagne, certains *grès*, mais les plus courantes sont sans doute les *granites*.

Nous ne disposons que de peu de données sur ce type d'environnement (ann. 6). Aussi ce qui suit correspond en grande partie à une extrapolation du paragraphe 1.1. précédent, à la différence près que les eaux ne seront pas saturées par rapport à la calcite, ce qui entraîne quelques conséquences sur les paramètres physico-chimiques de ces eaux.

Dans un certain nombre de cas (sables en particulier), les eaux souterraines se sont révélées être de *mauvaise qualité*, avec en particulier des concentrations élevées en aluminium, fer, manganèse et azote ammoniacal. Le motif tient au caractère relativement acide (pH de 5 à 6) de ces eaux : par là, elles se rapprochent un peu des eaux de roches à sulfures (cf. § 1.3), à la différence près que le pH y est moins acide et que les concentrations en sulfates y sont faibles. Les dommages que peuvent leur faire subir une activité extractive sont donc tout relatifs, et c'est plutôt une amélioration de la qualité qui doit être attendue, au travers de l'apport d'oxygène lié à l'aération des eaux.

Du point de vue chimique, il ne sera pas nécessaire de faire une différence entre les roches meubles et les roches massives. Seul interviendra le type de porosité et de circulations : porosité de matrice pour des sables ou des grès, circulations de fissures pour des granites ou autres roches fracturées ; les deux types pouvant coexister dans certains aquifères.

1.2.1. La chimie des plans d'eau

a) Caractères généraux

Le milieu n'étant pas calcaire, les eaux des lacs artificiels dans ce type de milieu sont souvent un peu plus acides (pH de 6 à 7) que dans le cas précédent, à l'image des précipitations météoriques. Cela n'a probablement aucune influence sur le développement d'un phytoplancton, ni donc sur les modifications induites dans la chimie des eaux. Celles-ci doivent être tout à fait semblables à celles qui viennent d'être décrites § 1.1 : baisse des concentrations en nitrates, fluctuations journalières de la concentration en oxygène dissous et du pH, fluctuations saisonnnières etc. Comme la saturation par rapport à la calcite n'est pas atteinte, il n'y aura pas de précipitation de carbonates de calcium l'été, ni de modifications saisonnières de la dureté ou du titre hydrotimétrique.

b) Influence de la profondeur des lacs

Dans des lacs peu profonds, l'exposition à l'air du plan d'eau peut conduire à une amélioration de sa qualité, par oxydation et destruction des traces d'azote ammoniacal et précipitation du fer. Certaines nappes aquifères contiennent en effet ces paramètres indésirables, en traces. En revanche, l'exposition à l'air n'a aucune influence sur le manganèse, l'oxydation de ce dernier étant un processus très lent.

Dans les fosses profondes les eaux pourront être stratifiées, avec vers le fond une absence d'oxygène, des traces d'azote ammoniacal et d'hydrogène sulfuré, fer et manganèse si l'aquifère en contient (sables et grès).

c) L'évolution des lacs de carrières

Les faibles concentrations en calcium rencontrées dans ce type de milieu devraient favoriser le phénomène d'*eutrophisation* : celle-ci est facilitée par la présence de phosphore, lequel est précisément inhibé par le calcium. Toutefois, des carrières isolées des apports anthropiques et donc d'apports de phosphore, ne montrent pas de signes visibles d'eutrophisation (ann. 6).

1.2.2. La qualité des nappes aquifères en aval hydraulique des plans d'eau

L'infiltration dans les berges (sables) ou dans les parements rocheux (grès, granites) à partir de lacs de carrière, pourrait induire un "effet de berge", à savoir une destruction des matières organiques et des nitrates. Le passage en solution du fer et du manganèse devrait dépendre de la quantité d'hydroxydes présents dans la matrice : cette quantité devrait être faible dans le cas de sables ou de grès, et négligeable dans le cas de granites (ann. 6). En principe cet effet ne devrait pas exister dans les milieux fissurés, permettant une infiltration rapide en profondeur des précipitations météoriques (granites).

En cas d'eutrophisation du plan d'eau, le seul danger résiderait dans une migration rapide (milieu fissuré granitique par exemple) de matières organiques produites par un fort développement algal (cyanophycées). Ce ne serait qu'un phénomène transitoire, qui en tout état de cause n'a pas été observé et reste à l'état d'hypothèse.

1.2.3. Conclusion

L'exemple le plus typique de roches dépourvues de carbonates (calcaire) comme de sulfures, est celui des granites, du moins ceux qui ne présentent pas de traces d'altération d'origine profonde (lesquelles amènent en général la présence de sulfures).

Après remontée des nappes (drainage latéral ou alimentation directe par les pluies), il se forme des *lacs de carrières à eau très douce et de bonne qualité* (riches en oxygène, pauvres en nitrates). A ce titre, certains d'entre eux sont pressentis pour être des réserves de distribution d'eau potable. Ce caractère doit être logiquement partagé par les autres environnements géologiques sans calcaires et sans sulfures, comme certains grès ou sables.

Les phénomènes classiques "d'effet de berge" dans l'aquifère, en aval hydraulique, pourraient s'observer dans les berges ou les parements, s'il existe une couverture peu perméable (limons sur sables, par exemple). Dans le cas de granites ou de grès fissurés, l'infiltration rapide d'eaux de pluie riche en oxygène devraient empêcher le développement dans l'aquifère d'une zone à eau de mauvaise qualité (fer, manganèse et azote ammoniacal).

1.3. LES MATÉRIAUX SANS CALCAIRE ET CONTENANT DES SULFURES

Les exemples sont ici au contraire très nombreux, puisqu'il s'agit d'une thématique qui est celle de l'environnement de beaucoup de mines métalliques. Connu sous le nom de "drainage acide", ce sujet a donné lieu à une bibliographie abondante, aussi bien sur l'Amérique du Nord, l'Europe du Sud (Espagne), le Royaume-Uni, etc.

Dans le cas de la France et pour se limiter aux substances non métalliques, les exemples les plus nombreux portent sur le Massif armoricain : un programme d'études important a été mis sur pied à partir de 1991 pour étudier la question des eaux d'exhaure acides (ann. 7).

1.3.1. La chimie des plans d'eau et les modifications apportées à la composition initiale des nappes aquifères

Elle est tout à fait particulière et se caractérise par un pH très bas (2-3), ainsi que des concentrations très élevées en sulfates, fer, et différents métaux. Cependant certaines

fosses ou carrières profondes (Nevada, Etats-Unis) présentent curieusement des eaux douces et potables, bien qu'ayant fait l'objet d'exploitations pour sulfures : il s'agit sans doute d'un phénomène de stratification, les eaux chargées en sulfates, plus denses, se trouvant vers le fond. Les exemples étudiés en Bretagne ne montrent pas ce phénomène, les eaux des lacs de carrières sont nettement sulfatées et à un pH de 2,5 à 3,7. Elles sont riches en métaux solubles en milieu acide, essentiellement fer, manganèse, aluminium et nickel (ann. 7).

A la différence des cas précédents (§ 1.1 et 1.2), *la vie végétale planctonique est très certainement réduite dans ces eaux acides*, et par suite la production de matières organiques, d'oxygène dissous, etc. De plus, certains métaux en solution sont des inhibiteurs de croissance : les traces de cuivre, combinées à la présence de sulfates, doivent faire le même effet qu'un ajout de sulfate de cuivre, qui est précisément un moyen de traitement employé pour le contrôle de la croissance des algues.

1.3.2. La qualité des nappes ou circulations aquifères en aval hydraulique des plans d'eau

Nous n'avons pas de données sur ce sujet ; "l'effet de berge", destruction des matières organiques avec réduction des solutés porteurs d'oxygène, ne doit pas se produire en raison de l'absence (ou de la rareté) du plancton végétal dans un milieu si acide. Par ailleurs, le problème de cet "effet de berge" et de son influence chimique serait d'importance secondaire, compte tenu de la modification déjà très importante des eaux originelles.

En revanche on peut se poser la question de l'interaction de ces eaux agressives avec les parements rocheux, et des conséquences sur l'évolution de leur chimie. Dans le cas fréquent (en Bretagne) de roches constituées de silice très pure, le pouvoir de neutralisation des roches est très faible, les eaux garderont leur caractère acide. Dans d'autres cas, l'évolution dépendra de la nature chimique de l'aquifère : diorites, schistes, etc. Quoiqu'il en soit, le caractère sulfaté demeurera, et ne disparaîtra que par dilution et mélange avec d'autres eaux.

1.3.3. Les traitements

Ils sont relativement simples, puisque le seul ajout de calcaire concassé conduit à une neutralisation des eaux avec remontée du pH aux environ de 6, et à la précipitation de nombreux métaux présents en solution. L'ajout de chaux éteinte est encore plus efficace, mais plus coûteux.

Après traitement, on est alors ramené au cas décrit dans le paragraphe qui suit, celui de l'oxydation de milieux calcaires et à sulfures.

1.4. LES MATÉRIAUX CALCAIRES AVEC SULFURES

C'est le cas fréquent des calcaires aux teintes gris-bleu, voire noire, induites par la présence de sulfures disséminés. Eventuellement, cela peut aussi être le cas de sables ou de dépôts d'origine morainique ou glaciaire, dans lesquels calcite et sulfures (principalement pyrite) se trouvent mélangés.

1.4.1. La chimie des plans d'eau et les modifications apportées à la composition initiale des nappes aquifères

Nous n'avons pas trouvé d'exemples dans cette catégorie, du moins pour des exploitations anciennes noyées. L'exemple des carrières de calcaire Dinantien de la région de Tournai concerne par exemple un matériau peu poreux, l'exploitation se faisant avec rabattement de la nappe sus-jacente puis exhaure (ann. 8).
Faute de mesures disponibles, on peut émettre quelques hypothèses ; la chimie des eaux dans ce type de carrière, après la fin de l'exhaure, devrait être sous l'influence :

- de la nappe rabattue ;
- de l'interaction entre les eaux de ruissellement et la roche ;
- des eaux de pluie.

Il est probable que la chimie de la nappe rabattue, et celle des eaux de ruissellement en contact avec la roche, seront voisines. Dans le cas présent, l'oxydation des sulfures et la neutralisation immédiate par le calcaire de l'acidité produite, conduit à des eaux ayant un pH neutre, de type séléniteux (sulfatées calciques).

Lors du remplissage final après arrêt de l'exhaure, les proportions respectives des eaux de pluie, des eaux de ruissellement, des eaux de la nappe, sont malaisées à évaluer. Quoiqu'il en soit, les eaux de pluie devraient avoir en première approximation un rôle de simple diluant : le résultat final serait donc une eau sulfatée calcique, modérément acide (pH de 6 ?), de salinité totale faible.

1.4.2. La qualité des nappes ou circulations aquifères en aval hydraulique des plans d'eau

En principe rien ne devrait empêcher le développement de phytoplancton dans ces eaux neutres ou modérément acides, et par suite on devrait assister à des phénomènes comme la dénitratation, éventuellement un effet de berge avec mise en solution locale du fer et du manganèse, etc. Mais aucun exemple concret n'est connu.

2. Les exploitations au-dessus du niveau piézométrique

L'influence du rôle des sulfures devrait ne plus exister, puisqu'au-dessus du niveau piézométrique ceux-ci ont été oxydés et détruits par l'infiltration des eaux de pluie chargées d'oxygène. Les autres cas à envisager sont :

- l'existence ou non de calcaire, et d'une façon plus générale celui de composés plus ou moins solubles : théoriquement, la *formation de fines* par les opérations de tir, de concassage ou de criblage, pourrait augmenter la solubilité de certains constituants. Il est bien connu en effet, que la solubilité d'un composé est d'autant plus grande que sa granulométrie est plus fine ;
- l'influence possible des circuits de lavage : une étanchéité absolue n'est guère envisageable, et il faut donc penser à une influence sur la nappe aquifère sous-jacente ;
- enfin, l'ablation du sol et d'une partie de la zone non saturée (ZNS), souvent mise en cause : ce point est discuté en annexe 10.

2.1. L'INFLUENCE DE LA PRODUCTION DE FINES SUR LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

Nous ne disposons pas de données comparatives sur des nappes aquifères, pour savoir si leur chimie a été modifiée par la production de fines. Mais quelques indications peuvent être tirées des connaissances acquises sur les liens entre chimie des nappes phréatiques, et solubilité de quelques minéraux. Il se trouve que le sujet a été bien étudié ; aussi ne s'agit-il ici que de rappels.

2.1.1. Les principaux mécanismes d'acquisition de la chimie des eaux souterraines

Hors pollutions, la chimie des nappes phréatiques (nappes peu profondes) et des petits cours d'eau qui les drainent, est influencée essentiellement par :

- la distance à l'océan et l'altitude, pour les concentrations en ions *chlorure* et *sodium* (c'est la composante qui représente les embruns marins ; elle diminue en altitude), ainsi que pro parte pour les *sulfates* (la pollution atmosphérique par les émissions de soufre, joue un rôle non négligeable) ;
- la présence ou non de carbonates (calcite, dolomite) pour le *pH*, les *bicarbonates*, le *calcium*, le *magnésium*, la minéralisation totale.

Localement, les eaux peuvent porter la trace d'autres minéraux solubles comme le gypse (qui est une source de sulfate et calcium), la fluorine (fluor), les phosphates (fluor également, en remplacement des radicaux hydroxyles), la barytine (baryum), les carbonates de zinc (zinc), etc. Les solubilités comparées de ces différents minéraux, sont données tableau 1.

Minéraux	Solubilité approximative à 25 °C (mg/l)	Remarques
Sel gemme (halite)	300 000	---
Gypse	2 000	---
Calcite	200	Solubilité plus forte à basse tempér.
Dolomite		Solubilité varie selon cristallinité
Fluorine	40	---
Silice	15	Solubilité accrue avec la température
Barytine	2	---

Tabl. 1 - Ordre de grandeur de la solubilité des principaux minéraux influençant la composition chimique des eaux dans les nappes phréatiques.

2.1.2. La vitesse d'acquisition de la chimie des nappes phréatiques

La vitesse d'acquisition est rapide : le plus souvent, on constate une saturation des eaux des nappes aquifères superficielles, par rapport à la calcite, la dolomite, la barytine, dès que ces minéraux sont connus en affleurement, dans les sols, ou dans la zone non saturée. Il en est de même pour la silice (saturation fréquente par rapport à une forme de silice, la calcédoine).

2.1.3. Conclusion

Pour les minéraux précités et pour les éléments correspondants, la production de fines lors d'une activité extractive, *ne devrait pas par conséquent, avoir d'influence sur la chimie des nappes.*

Un cas mériterait d'être examiné, celui de la fluorine et celui des phosphates en traces dans beaucoup de calcaires. Ces minéraux sont peu solubles, moins que la calcite, mais la plupart des eaux des nappes ne sont cependant pas saturées par rapport à la fluorine. A titre d'hypothèse, on peut envisager le cas d'une augmentation des concentrations en *fluor*, en cas de production de fines à partir de roches contenant des traces de fluorine ou de phosphates.

2.2. L'INFLUENCE DES EAUX DE LAVAGE

Dans le cas des exploitations situées au-dessus du niveau piézométrique, lelavage des granulats et la décantation des fines nécesite la création d'un bassin artificiel. L'infiltration se fait alors à travers le fond du bassin, que les fines colmatent assez vite.

2.2.1. La qualité de l'eau des bassins

Ces bassins sont généralement alimentés par pompage à partir de forages. Le débit est destiné à compenser les pertes d'eau qui, malgré le recyclage en circuit fermé, sont inévitables (évaporation, infiltration par le fond des bassins).

La qualité de l'eau est en général *meilleure que celle produite par les forages à partir de la nappe aquifère*, en raison de l'aération qui augmente la quantité d'oxygène dissous, et élimine le fer. Ces bassins semblent se comporter comme des installations de déferrisation. Par ailleurs une légère diminution de la concentration en nitrates est également souvent observable.

2.2.2. L'influence sur la qualité de la nappe sous-jacente

Le passage de l'eau à travers le fond colmaté des bassins doit logiquement induire un phénomène "d'effet de berge" qui modifie sa composition chimique, exactement comme lors du passage à travers les berges de gravières en eau.

La situation des bassins est à comparer à celle des installations de Réalimentation Artificielle des Nappes (RAN), comme il en existe par exemple au bord de la Seine (Detay, 1997). La différence est que l'on cherche à garder le fond le plus perméable possible, de façon à favoriser l'infiltration, alors que dans le cas de circuits de lavage fonctionnant en cycle fermé, c'est le contraire.

On sait du reste que les installations de RAN sont souvent implantées dans d'anciennes sablières. Ces dernières sont remplies par pompage d'eau de rivière, laquelle va réalimenter la nappe en s'infiltrant par le fond, passant donc dans un filtre à sable naturel. Comme le but est l'alimentation en eau potable, il est évident que le système n'est pas censé générer une altération quelconque de la qualité de la nappe, au contraire ; il doit donc en être de même des bassins de lavage, sous réserve d'un entretien régulier (éviter les dépôts stagnants à matières organiques).

3. Le cas des karsts

Le cas des karsts est particulier, dans la mesure où l'on ne peut parler d'un niveau piézométrique bien défini. Les circulations y sont *extrêmement rapides*, dans des conduits plus ou moins bien délimités qui ne sont pas sans analogie avec un réseau hydrographique.

3.1. LE PROBLÈME DES FINES

En milieu karstique, la filtration des eaux est bien moins efficace que dans un milieu poreux. Par conséquent, c'est un des rares cas où la production de fines par l'exploitation, peut poser problème. Ces fines peuvent en effet, si elles s'engouffrent avec les eaux dans un conduit karstique, se propager très vite : il n'y a pas nécessairement un piège existant (bassin ou caverne pour une éventuelle décantation), pour les fixer. De plus les écoulements sont souvent très turbulents, au moins à certaines périodes. Il peut en résulter une altération de la qualité des eaux aux exutoires, portant sur des paramètres comme couleur, transparence, Matières En Suspension (MES), etc.

3.2. LE RISQUE BACTÉRIEN

Le rôle de filtre par le sous-sol étant très amoindri, le risque de contamination bactérienne se trouve augmenté. Un exemple de pollution d'une source par des déjections d'animaux (ovins sans doute) a été décrit au Moyen-Orient, une carrière ayant à la fois joué le rôle de collecteur pour les eaux de ruissellement, et de court-circuit pour le transit souterrain de ces eaux.

3.3. L'INTÉRÊT DE TRAÇAGES PRÉALABLES

En milieu karstique les circulations sont non seulement rapides mais de plus souvent mal connues. Sur l'emprise prévue d'une exploitation, des traçages préalables permettront de connaître :

- les exutoires naturels éventuellement exposés ;
- les temps de transit des polluants accidentels.

On connaît par ailleurs les problèmes rencontrés dans ce type de milieu lors du remplissage de lacs de barrages, et l'importance des questions d'étanchéité. Ces problèmes doivent être gardés à l'esprit, ne serait-ce que lors de l'installation de circuits de décantation ou de lavage.

4. Discussion et synthèse

Du tableau qui vient d'être brossé, plusieurs enseignements peuvent être tirés :

- le contexte géologique ·ainsi que les méthodes d'exploitation et leur position par rapport aux eaux souterraines étant variables, *il est difficile d'emblée de dégager des lois générales* sur les liens entre exploitations de granulats et qualité des eaux ;
- dans beaucoup de cas, *les données sur la chimie des eaux sont manquantes, ou trop parcimonieuses.*

Il ne peut en être autrement : d'une part, une analyse complète d'eau avec éléments en traces comporte plus de 30 paramètres, sans parler de la recherche de polluants (au moins 20 paramètres), de la bactériologie, etc. D'autre part, la fréquence adéquate de prélèvement et donc leur nombre, n'ont jamais été définis : or on sait que certains paramètres sont susceptibles de varier fortement en quelques heures, ce de façon parfaitement naturelle, ce qui complique d'autant le choix d'un programme d'échantillonnage.

Les principaux cas à considérer sont récapitulés ci-après.

4.1. LES ROCHES PERMÉABLES

Dans les roches perméables (sables et graviers des alluvions, mais aussi grès, calcaires poreux) les circulations aquifères sont chargées en oxygène et ont depuis longtemps fait disparaître les constituants oxydables comme les sulfures.

4.1.1. Les exploitations sous le niveau piézométrique

Elles peuvent se faire sans modification de ce niveau, ou au contraire avec rabattement par pompage.

a) Les exploitations sans rabattement de la nappe aquifère

Ce cas a été décrit en détail § 1.1.1 ; le fait essentiel est l'apparition courante sinon systématique, d'une zone de modification de la chimie des eaux en aval hydraulique des plans d'eau ("effet de berge"), semblable à celle qui est observée dans les nappes alluviales.

b) Les exploitations avec rabattement de la nappe aquifère

L'influence chimique des lacs sur la qualité de la nappe, avec apparition d'un effet de berge, ne peut exister que si le plan d'eau est en charge par rapport à la nappe, ce qui n'est pas le cas des exploitations avec rabattement. Dans ce dernier cas, c'est alors la nappe qui alimente les exploitations et qui fait alors l'objet de l'exhaure.

Il n'y a pas d'amélioration de la qualité de l'eau par dénitratation, et par ailleurs le risque de dégradation de la qualité de la nappe se restreint aux cas où des *sulfures* se trouvent dans l'aquifère (cf. § 1.3 et § 1.4). Le problème essentiel est d'ordre hydraulique, avec le risque de dénoyage de forages ou de puits voisins.

L'éventualité d'une modification de la qualité de l'eau de la nappe, en aval hydraulique du site d'exploitation, est alors repoussée à la fin de l'extraction, et donc de l'exhaure, lorsque le plan d'eau permanent s'installe.

4.1.2. Le cas des exploitations au-dessus du niveau piézométrique

Le problème de la qualité des eaux se réduit à celui des eaux de lavage. Les analyses disponibles ne montrent aucune altération de la composition chimique de l'eau par les fines. Au contraire, c'est plutôt à une amélioration que l'on assiste, lors de l'aération des eaux produites par pompage à partir de nappes souterraines. D'une certaine façon, ces circuits de lavage fonctionnent alors comme des installations d'oxygénation et de déferrisation.

En cas d'étanchéité totale des bassins, la question d'une influence chimique sur la nappe sous-jacente ne se pose évidemment pas. En cas d'infiltration partielle en profondeur des eaux de lavage (l'étanchéité des fonds n'étant peut-être pas toujours parfaite), on se trouve dans une situation voisine de celle des installations de recharge artificielle. Ces installations fonctionnent, doit-on le rappeler, par une sorte d'aspersion ou d'égouttage à travers la zone non saturée (ZNS) vers la nappe aquifère sous-jacente : le souci majeur des exploitants semble être le manque de perméabilité du fond des bassins et leur colmatage, et non une altération de la qualité de la nappe.

4.2. LES ROCHES IMPERMÉABLES FRACTURÉES

Dans le cas de roches parfaitement imperméables, la question de l'influence d'une exploitation sur une nappe aquifère, ne se pose évidemment pas. S'il s'agit de roches non poreuses mais possédant une perméabilité de fractures, le problème doit être envisagé.

On doit s'attendre à une différence avec les roches à la perméabilité de matrice, prises en considération ci-dessus § 4.1. En effet dans une roche massive, les fractures sont souvent plus ou moins verticales, et en tout cas permettent une infiltration facile et

rapide des précipitations météoriques. Il en résulte que l'*effet de berge*, induit par un manque d'oxygène dans les eaux de nappe, devrait y être sinon inexistant, du moins réduit. Par suite, *le seul point important est la qualité des eaux des lacs de carrières*, qui doit se retrouver sans trop de modifications dans l'aquifère adjacent, en aval hydraulique.

A part cette question de l'effet de berge, les autres points sont semblables à ceux rencontrés dans les roches perméables, et en particulier les problèmes inhérents au type d'exploitation en liaison avec la sitation du niveau piézométrique. Un cas particulier peut toutefois être évoqué, celui d'exploitations en talus (à flanc de coteau), lorsque la roche contient des sulfures. L'oxydation induit un ruissellement acide, qu'il est possible de neutraliser par ajout de calcaire ou de chaux. Le cas ne doit pas être différent de celui de talus de routes (rectifications de tracé) ou de chemins de fer, dès lors qu'ils entaillent la zone oxydée superficielle des roches et mettent au jour les sulfures.

4.3. LES ZONES À RISQUES : RECHERCHE DES SULFURES

La présence de sulfures, qui induit dans les exploitations la formation d'eaux sulfatées acides ou non selon le contexte, peut se prévoir selon des méthodes indirectes, ou directes.

4.3.1. Méthodes indirectes

Elles ne sont mentionnées que pour mémoire, car moins infaillibles que les méthodes directes ; il s'agit essentiellement de la géophysique, à la rigueur de la géochimie.

La présence de sulfures se traduit par des anomalies de potentiel que l'on peut mesurer au sol. La polarisation spontanée n'est pas assez efficace pour la recherche de sulfures disséminés, on utilise alors la polarisation provoquée. Mais c'est une méthode déjà assez lourde, et il n'est pas sûr qu'elle soit assez performante pour détecter de faibles quantités de sulfures, de l'ordre du pour cent par exemple.

La composition géochimique des eaux souterraines, si on peut les échantillonner, est à même de fournir une indication : des teneurs en sulfates supérieures à celles des précipitations météoriques, témoignent souvent de l'oxydation de sulfures, consécutive à l'infiltration des eaux météoriques.

4.3.2. Méthodes directes

Les sulfures comme la pyrite sont des minéraux lourds, que l'on trie facilement : leur identification sur des débris ou fines de foration se fait sans problème. Par suite, il est tout à fait envisageable avec des moyens de forage léger, de chercher à délimiter des

zones sans sulfures. Une évaluation assez précise a pu être proposée, selon laquelle le drainage acide apparaît pour des teneurs en pyrite de l'ordre de 0,1 à 0,3 % (ann. 7).

4.4. LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE CONTRÔLE

La prévention des pollutions par les eaux de carrières, est évoquée dans l'arrêté ministériel du 22 septembre 1994.

4.4.1. Les paramètres concernant le rejet dans le milieu naturel

Cet arrêté prévoit le contrôle de cinq paramètres : le pH, la température, les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), les hydrocarbures. Il impose le respect de certaines prescriptions, lors d'un rejet dans les eaux naturelles. En effet, en dehors du premier et du dernier, ces paramètres concernent de façon assez spécifique la protection de l'équilibre biologique des plans d'eau naturels, rivières ou lacs (température, lumière, oxygénation). Le contrôle porte sur les eaux d'exhaure, les eaux pluviales, les eaux de nettoyage, à l'exclusion des eaux de procédés et traitement dont le rejet est interdit.

Nous ne disposons que rarement d'analyses comparatives, sur un même type, de ces différents types d'eau. Les quelques données disponibles suggèrent que, *hors présence de sulfures dans le matériau traité :*

- les différences chimiques relevées sont faibles ;
- les eaux de pluie seraient plutôt *de plus mauvaise qualité* que les eaux de lavage ; ces dernières sont en effet souvent tirées du sous-sol par pompage, et bénéficient de l'effet de filtre des sols (cf. ann. 10). Les eaux de pluie ont un pH assez acide (5 - 5,5) et contiennent des impuretés fréquentes comme du *plomb* ;
- le lavage et les procédés de tri ne modifient pas sensiblement la qualité de l'eau tirée des nappes (cf. § 2.2), ils tendent plutôt à l'améliorer par oxygénation et déferrisation. Le problème est le devenir des fines en suspension, qui sont liées à des paramètres physiques (MES, turbidité, couleur) et non chimiques.

L'ensemble de ces eaux doit donc faire l'objet (toujours hors du cas des sulfures) d'un contrôle par les cinq paramètres définis plus haut. Quant aux nitrates, souvent pris en considération, on retiendra que les mesures montrent souvent une *amélioration* de la qualité des eaux, par dénitratation plus ou moins poussée.

Dans le cas de lacs de carrières, il est sans doute opportun de mentionner un document rédigé sous l'égide de l'Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement. A propos des petits plans d'eau, l'opinion suivante a été formulée : "....Il existe un grand nombre de plans d'eau sensibles, notamment ceux utilisés comme réservoirs d'eau potable ou comme bassins récréatifs, mais *dont l'importance ne justifie l'application*

d'aucun des protocoles examinés plus haut [suivi lourd de type lac Léman] *ni pour leur diagnostic, ni pour leur suivi....L'attention des gestionnaires doit être attirée sur la nécessité d'une auscultation à intervalles réguliers (3 à 5 ans) selon un protocole spécifique qui pourrait être proche de celui de la diagnose rapide.* Il pourra se limiter cependant à deux ou même une seule campagne en période d'utilisation intense... En cas de phénomène anormal, des échantillons d'eau, d'algues surnageantes ou de poissons malades devront être acheminés rapidement aux laboratoires spécialisés....(Collectif, 1988, p. 64).

4.4.2. Les paramètres de contrôle des plans d'eau en vue de la protection des nappes souterraines associées

Le milieu des nappes souterraines est certes un milieu naturel, mais il n'est probablement pas visé par l'arrêté ministériel du 22 octobre 1994. En effet la détermination sur les eaux des lacs de carrières, des cinq paramètres retenus (et celui des nitrates), ceci dans le but de protéger les nappes souterraines associées, ne paraît pas dans ce cas aussi pertinente :

- "l'effet de berge" est susceptible de modifier sensiblement le pH, et également la concentration en nitrates, lors du passage des eaux des lacs aux nappes aquifères ;
- les variations de température sont très rapidement amorties en aval des berges ;
- les matières en suspension (MES) sont filtrées par les berges et le fond des lacs, qu'elles ont du reste tendance à colmater ;
- la demande chimique en oxygène (DCO) varie aussi beaucoup suivant l'endroit où elle est mesurée, surface, fond des lacs, nappes sous le berges.

En revanche l'intérêt de la mesure des *hydrocarbures* n'est pas contestable, car ces composés migrent facilement.

Conclusions et recommandations

Les cas d'accidents (risque de dissémination d'hydrocarbures) ou de remblaiement inadapté mis à part, les activités extractives sont cependant susceptibles d'avoir certains impacts "naturels" sur la qualité des lacs de carrières ou de gravières, et sur les eaux souterraines associées :

- *impacts réversibles*, disparaissant très vite lors de l'infiltration des eaux dans les berges ou les parements : augmentation de l'oxygène dissous, déferrisation, destruction de l'azote ammoniacal ;
- *impacts irréversibles*, perdurant assez loin en aval hydraulique : diminution des nitrates, formation éventuelle de sulfates.

Les impacts qui nous intéressent sont bien évidemment les impacts irréversibles ; certains sont franchement positifs, comme l'élimination plus ou moins complète des nitrates, d'autres le sont moins, comme la sulfatation occasionnelle des eaux dans certains contextes géologiques. Dans le but de protéger la qualité des nappes souterraines, les dispositions suivantes devraient être recommandées, étant entendu qu'elles devront faire l'objet d'une validation de terrain :

• *Maîtrise de "l'effet de berge"*

Pour éviter cet effet dû à la présence de matières organiques dans les eaux, et à un manque d'oxygénation, il faudrait en principe garder les berges en aval hydraulique *aussi perméables que possible* à l'infiltration des eaux météoriques. Du point de vue d'une exploitation, s'il existe des matériaux peu perméables (limons, argiles) comme "morts-terrains" ou terrains de découverture, il vaudrait mieux les stocker *latéralement* par rapport aux lignes de courant. Ainsi on aurait en aval des berges faites de sables ou graviers (pas de tapissage par des fines) laissant facilement passer l'infiltration des eaux de pluie, l'écoulement hydraulique naturel restant par ailleurs pratiquement inchangé.

Note : Cette disposition n'est peut-être pas facile à concilier avec l'article 10 de l'arrêté ministériel du 22 septembre 1994, selon lequel "Le décapage des terrains est limité au besoin des travaux d'exploitation".

• *Contrôle des sulfates dans les eaux*

On évitera autant que faire se peut, l'exploitation des roches à sulfures ; des reconnaissances préalables par sondages destructifs légers sont possibles, la présence ou non de sulfures est facilement déterminée sur les débris de foration.

Remarque : Les éléments associés à la dissolution des sulfures, comme certains éléments dont le nickel (classé comme toxique), devraient être rapidement fixés dans la matrice des aquifères, et avoir une migration limitée. Pour ce motif on ne prend en considération que le devenir des seuls sulfates.

• *Paramètres physico-chimiques à surveiller dans les eaux des exploitations*

Le seul paramètre qui s'impose est le dosage des *hydrocarbures*, en raison du risque de fuites ou d'épandages accidentels ; c'est aussi le seul qui concerne l'ensembles des différents types de matériaux extractibles.

Les autres paramètres sont susceptibles de présenter de très fortes variations, des lacs de carrières ou gravières où l'échantillonnage ne pose pas de problèmes, au milieu souterrain, où les prélèvements sont moins faciles (situation hors de l'emprise des exploitations, ouvrages spécifiques à exécuter, pompages préalables, etc.). C'est le cas du pH, des MES, de l'alcalinité, de l'azote ammoniacal, du fer, du manganèse, de l'oxygène dissous, de la conductivité, du résidu sec, etc. A cause de ce caractère transitoire, il est difficile d'exiger leur mesure, d'autant que viennent se greffer des dérives saisonnières, et même journalières. En revanche, leur détermination apporterait une contribution à la connaissance de l'évolution géochimique des plans d'eau.

En conclusion, les recommandations précises à édicter pour limiter l'impact des exploitations sur la qualité des eaux souterraines, s'avèrent assez peu nombreuses (hors contrôle des pollutions accidentelles, s'entend). Le motif est qu'en dehors du cas particulier des roches à sulfures, déjà bien connu, cet impact est mince, souvent bénéfique (dénitratation), "...souvent plus redouté qu'apparu manifestement".

Références

Collectif (1988) - Plans d'eau. De l'autre côté du miroir. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement, ISBN 2.907347.09.8.

Detay M. (1993) - Le forage d'eau. Masson éd., Paris, 379 p.

Detay M. (1997) - La gestion active des aquifères. Masson éd., Paris, 416 p.

ANNEXE 1

Bref historique des recherches à propos de l'impact des activités extractives sur la qualité des eaux souterraines

L'impact des exploitations extractives sur la qualité des nappes souterraines est dans le cas des gravières, un sujet pris en considération depuis longtemps. Dès 1974, Babot pour l'Alsace, puis Arnould et Rizzoli (1976) d'une façon plus générale, ont dégagé les caractéristiques de cette interaction. Leur conclusion a été que l'*impact est faible, plutôt bénéfique dans l'ensemble* (dénitrification des plans d'eau), mais avec un doute quand à l'évolution à long terme (question du vieillissement des gravières en eau).

1.1. LA SITUATION EN FRANCE

Depuis, des travaux nombreux et approfondis ont eu lieu, avec le soutien en particulier de la Taxe Parafiscale sur les Granulats (TPFG). Deux études importantes ont été réalisées, l'une sur l'Alsace (Rinck, 1987), l'autre sur la Normandie (Eberentz, 1987). Ces travaux sont précieux car ils contiennent de nombreuses analyses chimiques (9 500 paramètres mesurés) et portent sur des milieux différents, gravières profondes (jusqu'à 45 m) en Alsace, gravières peu profondes (8-10 m maximum) en Normandie. Elles ont fait l'objet d'une synthèse dégageant les principaux faits mis en évidence (Eberentz et Rinck, 1987). On retiendra également l'approche documentaire de Gravost et Sionneau (1988) ; ce travail ne s'est pas limité à la question de la qualité des eaux souterraines, mais a pris en compte d'une façon plus large toutes les relations (chimiques, hydrodynamiques, thermiques) entre exploitations et nappes phréatiques. Par ailleurs, de nombreuses références ont été faites au milieu naturel (lacs et leur évolution), compte tenu des nombreuses convergences relevées entre la chimie de ce milieu et celle des excavations artificielles.

Dans le Sud de la France, après la mise en évidence d'un effet de dénitrification des eaux par les gravières (Bergé, 1983), des recherches similaires ont été menées sur la vallée de la Garonne. C'est la concentration en nitrates et la géochimie de l'azote, qui ont fait l'objet de l'essentiel des travaux (Labroue et Pinay, 1986 ; Labroue *et al.*, 1988 ; Donville *et al.*, 1991).

Un domaine tout différent est représenté par les exploitations en roche massive ; de nombreux travaux ont été réalisés en Bretagne (Carn, 1993, 1994a, 1994b ; Rapports BRGM R 38580, R 38732). Le problème pris en compte a été essentiellement le phénomène de "drainage acide" lié à l'oxydation des sulfures (pyrite), et celui de l'altération consécutive de la qualité des eaux.

Enfin plus récemment, un numéro spécial de la revue "Mines & Carrières" entièrement consacré au thème de l'eau dans l'environnement des mines et carrières, a repris ces différents problèmes, quatorze articles en décrivant les divers aspects.

1.2. LA SITUATION A L'ÉTRANGER

Les travaux réalisés à l'étranger sont beaucoup plus rares, au point que l'on peut avoir l'impression que l'impact des activités extractives sur la qualité des eaux souterraines, ne se pose qu'en France : l'interrogation de bases de données américaines, fournit en effet une proportion inhabituelle de références françaises.

Ainsi, selon les *Water Resources Abstracts*, le croisement des mots-clés "gravel-pit" et "water-quality" ne sélectionne que neuf réponses sur la période 1967-1998. Parmi celles-ci, deux références sont françaises : Labroue *et al.* (1988), ainsi que Labroue et de Almeida (1997). Les autres travaux traitent surtout de problèmes d'hydrobiologie, et la question des rapports entre activités extractives et qualité de l'eau, n'est pas évoquée. Quant au croisement "quarry" et "water-quality", il n'identifie aucune référence sur la période 1993-1998.

Dans la base de données *GEOREF* et sur la période 1975-1995, les résultats ne sont pas meilleurs : onze références pour "quarry" et "water-quality". Les documents sont pour la plupart difficiles d'accès (thèses américaines), ou de peu d'intérêt (abstracts), voire hors sujet (stockages de matériaux en carrières). Avec la combinaison "gravel mining" et "water-quality", deux références sont sélectionnées : Stern (1991), et Shope (1993).

La sélection d'un mot-clé oriente par ailleurs nettement les recherches : ainsi " pit " correspond souvent à des problèmes d'eaux acides, en liaison avec d'anciennes exploitations minières, " quarry " à la thématique des décharges, etc. Aucune étude de fond sur la question du lien entre activités extractives de granulats et qualité des eaux souterraines, ne paraît pouvoir être identifiée par les bases de données : toutefois, la meilleure approche devrait pouvoir être faite en sélectionnant " gravel mining " d'une part, et " pit " de l'autre.

1.2.1. Matériaux alluvionnaires

Aux Etats-Unis, et à propos de l'extraction de granulats alluvionnaires, V. A. Stern (1991) constate que *les cas d'atteinte à la qualité des eaux souterraines sont rares* ("...there has been few recent documented incidents of groundwater contamination" ; id., p. 384). La raison en est toutefois imputée, au moins en partie, à l'absence fréquente de suivi de la qualité des eaux sur les sites d'extraction. L'auteur recommande donc un tel suivi, avec une fréquence trimestrielle à semestrielle, mais dans le seul cas de mise à nu de la nappe, ou si l'épaisseur de la zone non saturée (ZNS) est réduite à 5 pieds (environ 1,5 mètres) ; aucune argumentation n'est donnée. On remarquera en passant qu'une

épaisseur du même ordre soit 2 mètres, est également suggérée par G. Michel (1988), toujours sans aucun argument, à propos de l'extraction de calcaire en Allemagne.

Une des études les plus sérieuses a été réalisée par la société Bieske und Partner Gmbh (1997) pour la circonscription administrative de Düsseldorf (Rhénanie-Westphalie, Allemagne), sur le problème des conflits entre alimentation en eau et activités extractives. Cet ouvrage *inédit* de plus de 200 pages a passé en revue de façon très complète les aspects hydrogéologiques, chimiques et géotechniques, induits par la présence de lacs de gravières.

1.2.2. Matériaux calcaires en milieu karstique

En Angleterre, Edwards *et al.* (1992) ont pensé être les premiers à avoir étudié l'influence d'une carrière en milieu calcaire karstique, avec abaissement du niveau hydrostratique, sur le comportement des eaux souterraines. Mais ils n'ont considéré que l'aspect hydraulique, et non l'aspect chimique. En fait le même problème hydraulique avait été évoqué (brièvement) par G. Michel en Allemagne dès 1988, avec la recommandation de ne pas toucher au niveau hydrostatique, afin d'éviter tout risque de dénoyage et de tarissement des sources. L'éventualité d'une exploitation saisonnière sous ce niveau hydrostatique en période de "basses eaux", en fait pendant les saisons où il se trouve déprimé, n'avait été envisagée qu'à titre d'hypothèse.

Toujours en milieu karstique, c'est une pollution bactérienne qu'Ekmekçi (1993) rapporte en Turquie après creusement d'une carrière (...." rapid infiltration of surface runoff from the adjacent villages that carried debris containing animal wastes and other contaminants"). L'origine pourrait être une modification du sens d'écoulement des eaux, et une contamination par le ruissellement véhiculant des déjections animales.

En Suisse, P. Jeanbourquin (1996) a consacré une partie de son travail sur les exploitations en milieu karstique, aux risques de pollutions liés à l'exploitation et a recensé les accidents-type.

RÉFÉRENCES

Babot M. (1974) - Influence des exploitations de sables et graviers sur la qualité des eaux souterraines. *T.S.M. - L'eau*, juin 1974, n° 6, pp. 374-375.

Bergé P. (1983) - Détection de l'origine des pollutions azotées d'un aquifère alluvial de la vallée de la Garonne par traçage isotopique. Thèse 3e cycle, UPS Toulouse, 221 p.

Bieske und Partner (1997) - Wasserwirtschaftliche Beurteilung von Abgrabungen in Wasserschutenbebieten. Rapport pour le Beziersregierung Düsseldorf, 201 p.

BRGM (1995) - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne - Actions 1995 sur les résidus du traitement de l'eau par du calcaire concassé. Rapport R 38580, 61 p. ; (document non public).

BRGM (1996) - Enquête sur la qualité des eaux d'exhaure dans les carrières en zone de socle en Basse Normandie. Rapport R 38732, 42 p. ; (document non public).

Carn A. (1993) - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne - Actions 1993 - Compte rendu n° 1. Rapport R37838 et BRE SP 93 –02, 21 p., annexes ; (document non public).

Carn A. (1994a) – Impact hydrochimique de l'exploitation de roches massives à concasser en Bretagne. Actions 1993, compte-rendu n° 2. Rapport n° R37838 et BRE SP 94-05, 13 p., 43 fig. ; (document non public).

Carn A. (1994b) – Impact hydrochimique de l'exploitation de roches massives à concasser en Bretagne. Actions 1993. Rapport n° R37838, 12 p., annexes ; (document non public).

Donville B. (1989) - Vie des sols avant, pendant et après l'exploitation. Colloque régional UNICEM, Toulouse, Mai 1989 (inédit).

Donville B., Labroue L., Lieussens C., Robert J. (1991) - Eau potable et dénitrification en lacs de gravières. *In* Colloque Géologie et Santé, Toulouse, 14-17 mai 1991, pp. 115-123.

Eberentz P. (1987) - Impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 499 HNO, 214 p.

Eberentz P., Rinck G. (1987) - Impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport de synthèse. Rapport BRGM 87 SGN 567 HNO-ALS, 25 p.

Edwards A.J., Hobbs S.L., Smart P.L. (1992) - Effects of quarry dewatering on a karstified limestone aquifer: a cas study from Mendip Hills, England. *Ground Water Management*, vol. 10, pp. 77-91.

Ekmekçi M. (1993) - Impact of quarries on karst groundwater systems. Hydrogeological Processes in Karst Terranes, Antalya, Oct. 1990 ; IAHS Publ. n° 207, pp. 3-6.

Gravost M., Sionneau J.M. (1988) - Interaction entre les carrières et les eaux souterraines et superficielles. Synthèse bibliographique. Rapport BRGM 87 SGN 391 PAC, 61 p.

Jeanbourquin P. (1996) -Eaux souterraines et évaluation des risques liés à l'exploitation de carrières en pays karstique. Mémoire de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 66 p.

Labroue L., Pinay G. (1986) - Epuration naturelle des nitrates des eaux souterraines : possibilité d'application au réaménagement des lacs de gravières. *Annls Limnol.* vol. 22, pp. 83-88.

Labroue J., Tourenq J.N., Mieussens C., Robert J., Donville B. (1988) - Rôle des lacs de gravières dans la diminution des teneurs en nitrates des aquifères alluviaux de la vallée de la Garonne. Essai de quantification. *Annls. Limnol.*, vol. 24, pp. 31-38.

Labroue L., Helmer de Almeida C. (1997) - Cycle de l'azote dans les sédiments des lacs de gravières : étude d'un cas par traçage isotopique du microcosme. *Annls Limnol.*, vol. 33, pp. 53-61.

Michel G. (1988) - Conflict between groundwater exploitation and limestone quarrying in the karst region of Warstein (Federal Republic of Germany). Karst hydrogeology and karst environment protection, IAH 21st Congress, 10-15 October, Guilin, Chine, pp. 178-182.

Rinck (1987) - Connaissance de l'impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 199 ALS, 67 p.

Shope S.B. (1993) - Potential effect of below water table sand and gravel mining on ground water quantity. *Ground Water Management*, vol. 2, pp. 361-372.

Stern V.A. (1991) - Gravel mining and groundwater vulnerability: minimizing the risks to ground water quality. Washington State University, Water Research Center, pp. 381-389.

ANNEXE 2

Rappels sur le comportement chimique des plans d'eau naturels (lacs, étangs)

Les plans d'eau naturels, leur environnement biologique, leur chimie, ont été très bien étudiés, de par leur importance économique : ils relèvent en effet d'industries majeures comme le tourisme, ou l'alimentation en eau potable de nombreuses collectivités. Une masse considérable d'investigations a déjà été recueillie dans le passé, et en comparaison les données quant aux activités extractives, sont plutôt fragmentaires. C'est pourquoi il est utile de donner quelques rappels liminaires sur le comportement chimique de ces plans d'eau naturels : ils serviront de cadre pour élaborer un canevas, dans lequel on essaiera ensuite de situer les connaissances acquises lors des travaux sur l'impact des carrières ou gravières.

2.1. LES PRINCIPAUX FACTEURS GOUVERNANT LA CHIMIE DES PLANS D'EAU

La chimie des eaux de lacs ainsi que leurs variations, sont contrôlées par plusieurs facteurs : évaporation, variations thermiques saisonnières sous l'influence de la chaleur, luminosité, saturation par rapport à certains minéraux (calcite). Ces influences sont assez complexes car elles font intervenir les équilibres des espèces du carbone et des processus d'oxydo-réduction. L'important est de retenir que les mécanisme mis en jeu intéressent **une bonne vingtaine de paramètres** physiques ou physico-chimiques, sans compter les phénomènes bactériologiques. Les phénomènes correspondants sont bien connus, et des traités entiers leur ont été consacrés, comme celui publié sous la direction de A. Lerman (1976).

2.2. INFLUENCE DE L'ÉVAPORATION

Les eaux des lacs sont plus ou moins *enrichies par évaporation*, sous l'effet de l'ensoleillement et surtout du vent. Des exemples anciens peuvent être trouvés dans Koritnig (1972), qui cite en particulier le cas d'un lac d'Autriche dans lequel la concentration en fluor est multipliée par un facteur de plus de 3, par rapport à celles des eaux d'alimentation. Le même phénomène joue probablement aussi pour les lacs de gravières, bien qu'il ne soit pas souvent évoqué, sauf d'un point de vue hydrologique (déficit de la recharge : par exemple Schanen, 1998, pour les gravières de la Seine) : on a en effet souligné que dans un plan d'eau artificiel, l'évaporation du plan d'eau est plus importante que ne l'est l'évapotranspiration (Donville, 1991). L'évaporation pourrait être responsable de l'augmentation des concentrations d'éléments comme Cl, Na...., constatée

dans certaines gravières ayant un fort rapport surface/volume (donc peu profondes, comme en Haute-Normandie : cf. Eberentz, 1987).

2.3. INFLUENCE DE LA PHOTOSYNTHESE

L'exposition à la lumière d'un plan d'eau amène le développement d'un plancton végétal.

Une réaction décrivant la formation de matière vivante à partir du gaz carbonique et des nitrates, a été donnée par Redfield *et al.* (1963). Elle a été reprise par de nombreux auteurs, dont Barroin (1976), Stumm et Baccini (1978), etc. :

$$106\ CO_2 + 16\ NO_3^- + HPO_4^{2-} + 18\ H^+ + 122\ H_2O \xrightarrow{\textit{photosynthèse}} C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P + 138\ O_2 \quad (1)$$

respiration **(protoplasme algaire)**

La formation de protoplasme algaire amène donc une *consommation* de gaz carbonique, de nitrates, de phosphates, tous présents à l'état dissous dans les eaux des lacs. La réaction qui consomme gaz carbonique, nitrates, et phosphates, pour former de la matière végétale (protoplasme) et de l'oxygène moléculaire se fait sous l'influence d'une apport d'énergie, en l'occurrence l'énergie lumineuse : c'est la **photosynthèse**.

2.4. INFLUENCE DE LA DESTRUCTION DES MATIÈRES ORGANIQUES

Les matières organiques formées peuvent ensuite être détruites, selon plusieurs voies différentes ; ces voies dépendent des conditions d'oxydo-réduction, et on peut distinguer une voie aérobie (digestion, respiration) et une voie anaérobie (fermentation).

2.4.1. Destruction aérobie

La vie animale utilise la réaction (1) mais en sens inverse, avec consommation d'oxygène et excrétion de gaz carbonique, nitrates, traces de phosphates : c'est la digestion accompagnée de **respiration**, avec production de $\mathbf{CO_2}$ essentiellement.

2.4.2. Destruction anaérobie

Lorsque l'oxygène a disparu (fig. 3), la destruction de la matière organique se fait en utilisant tout d'abord les nitrates comme oxydant ; parmi les produits formés se trouvent les nitrites NO_2^- métastables et l'ammoniaque (ion ammonium NH_4^+) :

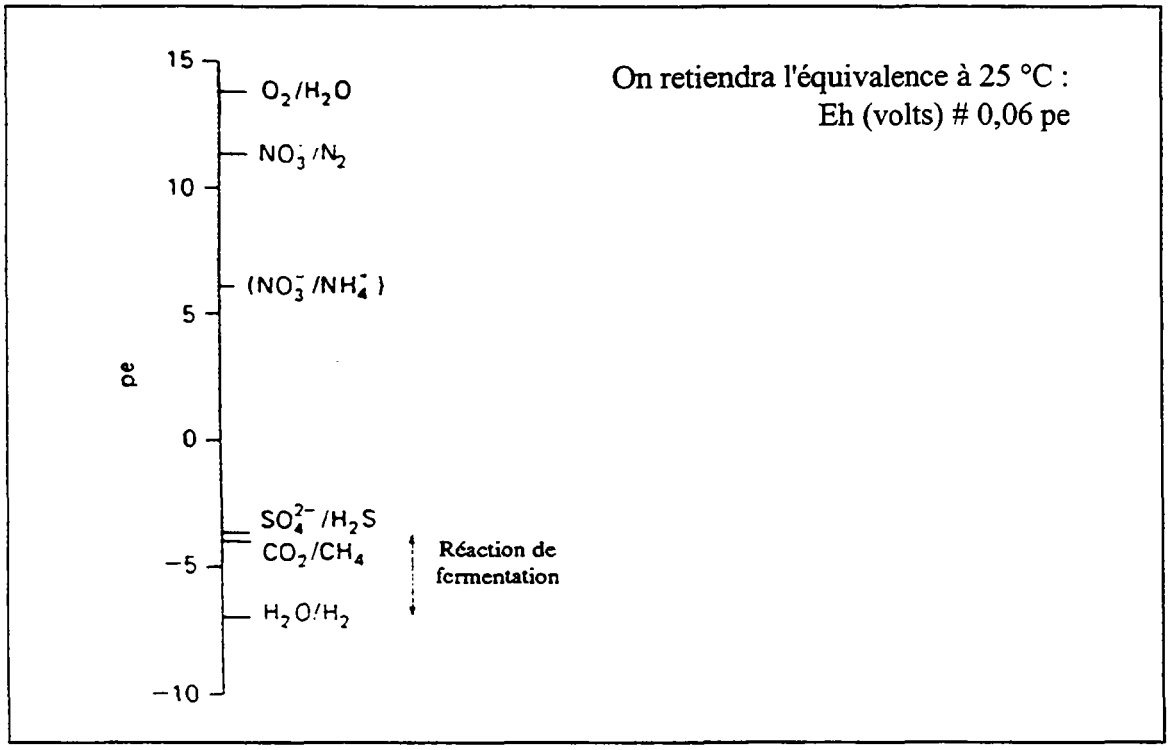

Fig. 3 - Valeurs approximatives du potentiel redox auxquelles se produisent diverses réactions (à 25 °C et pH = 7).

Après destruction complète des nitrates, l'oxydation des matières organiques utilise le manganèse (MnIV ----> MnII), puis le fer (FeIII ----> FeII) comme oxydants, ensuite les sulfates, et enfin génère du méthane :

$C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P + 53\ SO_4^{2-}$ ---------->

$106\ CO_2 + 276\ NH4^+ + HPO_4^{2-} + 53\ \mathbf{HS^-} + 106\ H_2O$

$C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P + 14\ H^+$ ---------->

$53\ CO_2 + 53\ \mathbf{CH_4} + 16\ NH4^+ + HPO_4^{2-}$

La dégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène (milieu anaérobie), est parfois appellée **fermentation,** comme par exemple dans les problèmes liés aux décharges et aux ordures ménagères.

2.4.3. Les paramètres physico-chimiques concernés par la photosynthèse et la dégradation des matières organiques

Ils sont très nombreux, car les réactions écrites ci-dessus impliquent, en dehors de l'oxygène dissous, les espèces du carbone, de l'azote, les sulfates, les orthophosphates, le fer et le manganèse, et les ions H^+ c'est-à-dire l'acidité de l'eau (pH).

a) Paramètres liés au carbone

Ce sont bien évidemment les ions HCO_3^-, CO_3^{2-}, CO_2 dissous, mais aussi le titre alcalimétrique (TA) et le titre alcalimétrique complet (TAC), qui permettent d'estimer l'alcalinité de l'eau. Par ailleurs, la charge des eaux en bicarbonate de calcium constituant souvent l'essentiel des solides dissous, la conductivité, la résistivité et la concentration en sels dissous (solides totaux en solution, TDS), sont aussi affectées. Les autres paramètres impliqués dans la photosynthèse et la dégradation des matières organiques sont bien évidemment le carbone organique total (COT), le carbone organique dissous (COD), les pigments chlorophylliens, la chlorophylle *a*.

b) Paramètres liés au soufre

La réduction éventuelle des sulfates est en général trop faible pour entraîner une variation de concentration de cette espèce. Mais deux paramètres y sont très sensibles, l'odeur, et la concentration en H_2S (ou en ions HS^-).

c) Paramètres liés à l'azote

Ils sont au nombre de quatre : nitrates, nitrites, ammonium, et azote Kjedahl (c'est-à-dire l'azote organique et ammoniacal). L'azote gazeux dissous (N_2) n'est en général pas recherché, compte tenu de son caractère inerte.

d) Les variations du pH et leurs causes

Le pH est un paramètre important qui non seulement régit beaucoup de mécanismes de précipitation et/ou dissolution, mais est également considéré comme un indicateur possible de contaminations. Or il se trouve que des variations de pH très sensibles (une unité ou plus) s'observent fréquemment dans les plans d'eau naturels.

En effet une diminution de la concentration en CO_2 dissous dans l'eau, comme dans le cas d'une absorption par des microorganismes végétaux, implique une diminution des bicarbonates et du pH :

$$HCO_3^- + H^+ \text{<----------> } CO_2 + H_2O \quad (2)$$

car l'équilibre (3) se trouve décalé vers la droite. Il y a donc une diminution corrélative de la concentration en ions H^+, soit une *augmentation du pH* (puisque pH = -log H^+). C'est ce qui se produit dans les eaux où se développe une vie végétale consommant du CO_2.

La photosynthèse se faisant surtout au printemps et en été, l'augmentation du pH est plutôt estivale, et diurne plutôt que nocturne : Saunier et Le Saout (1985) rapportent dans des retenues artificielles de Bretagne, "....une forte variabilité quotidienne des valeurs de pH (maxima diurnes supérieurs à 8,5)" ; cette variabilité, accompagnée de valeurs extrêmes pouvant atteindre un pH de 10 en milieu de journée (Anonyme, 1989), serait un des critères d'alarme et d'intervention pour la prévention des proliférations algaires (apparition de fleurs d'eau) et un signe d'eutrophisation (cf. ann. 9).

A contrario l'hiver, ou dans les couches profondes de plans d'eaux stratifiés, la respiration l'emporte sur la photosynthèse : il y a globalement production de CO_2 et donc une baisse du pH.

e) Oxygène dissous

La production d'oxygène est en quelque sorte inverse de celui de la production de gaz carbonique, et tendrait donc à varier comme le pH . Mais l'élévation de la température contrarie l'augmentation potentielle des concentrations (tabl. 2), ce qui fait que celles-ci sont plutôt plus faibles en été (photosynthèse forte, mais température forte aussi) qu'en hiver. Une sursaturation par rapport à l'équilibre avec l'atmosphère peut parfois être observée : c'est aussi un des critères d'alarme pour les proliférations d'algues (Saunier et Le Saout, 1985). Enfin, la consommation nocturne par les organismes aussi bien végétaux qu'animaux, peut amener des désoxygénations des eaux en fin de nuit dans les eaux eutrophes (Anonyme, 1989) : cf. annexe 9.

Ces chiffres (tabl. 2) sont variables en fonction de la salinité, et concernent une eau à salinité de 0 g/l. En fait les termes de correction pour tenir compte des sels dissous, dans le cas d'eaux douces continentales, ne porteraient que sur la deuxième décimale et seraient inférieures à l'erreur analytique.

Les variations relatives à un cycle de 24 h sont appelées " nycthémérales ", elles ont été explicitement décrites à propos de fleuves : " ...En période estivale, les teneurs en oxygène dissous des eaux de la Loire peuvent subir de fortes variations *nycthémérales* qui s'atténuent au moment des crues " (Albéric et Piller, 1998).

°C	O_2 (mg/l)		°C	O_2 (mg/l)
0	14,64		20	9,08
1	14,22		21	8,90
2	13,82		22	8,73
3	13,44		23	8,57
4	13,09		24	8,41
5	12,74		25	8,25
6	12,42		26	8,11
7	12,11		27	7,96
8	11,81		28	7,82
9	11,53		29	7,69
10	11,26		30	7,56
11	11,01		31	7,43
12	10,77		32	7,30
13	10,53		33	7,18
14	10,30		34	7,07
15	10,08		35	6,96
16	9,86		36	6,84
17	9,66		37	6,73
18	9,46		38	6,63
19	9,27		39	6,53

Tabl. 2 - Dose de saturation des eaux (en mg/l O_2) par rapport à l'oxygène atmosphérique.

2.5. INFLUENCE DES VARIATIONS DE TEMPÉRATURE

De nombreux plans d'eau se trouvent pratiquement à saturation par rapport à la calcite : c'est le cas lorsqu'une partie des sédiments détritiques, est de nature calcaire. Selon Brunskill (1969), c'est une élévation de température qui est responsable de la précipitation de calcite observée de mai à août dans certains lacs américains. En effet, les carbonates ont une solubilité rétrograde, c'est-à-dire qu'ils sont moins solubles dans des eaux chaudes. La précipitation rythmique de calcite en été a été décrite dans le lac de Zürich par Kelts et Hsü (1978).

Globalement, cette précipitation a une influence sur plusieurs paramètres chimiques : bicarbonates, CO_2 dissous, Ca^{2+}, et par suite salinité, conductivité, titre alcalimétrique (TA), titre alcalimétrique complet (TAC), titre hydrotimétrique (TH) et dureté. Elle affecte les eaux les plus chaudes l'été, donc celles qui se trouvent en surface.

Rappellons enfin qu'il existe une relation inverse entre concentration maximale en oxygène (saturation) des eaux, et température : lorsque cette dernière croît, la solubilité de l'oxygène diminue (tabl. 2).

2.6. LA STRATIFICATION DES EAUX

L'ensemble des eaux ne se comporte pas de la même manière, et en particulier les effets de la photosynthèse et de la température s'estompent peu à peu en profondeur.

2.6.1. L'existence d'une stratification thermique et chimique

Dès que la profondeur des lacs atteint ou dépasse 15 à 20 m, les eaux se stratifient durablement sous nos climats pendant l'été (Collectif, 1988). Les températures des eaux de surface évoluent comme la température de l'air, alors que celles relevées au fond des lacs de grande profondeur (plusieurs dizaines de mètres) sont stables ; ces dernières peuvent être proches du maximum de densité de l'eau (4 °C) dans les grands lacs alpins (ex. : lac de Zürich, Kelts et Hsü, 1978), ou des températures moyennes annuelles (11 °C dans le cas de lacs artificiels de gravières en Alsace : Rinck 1987, p. 29).

L'hiver, lorsque la température des eaux de surface devient égale ou inférieure à celle des eaux profondes, leur densité devient également plus élevée ; ces eaux superficielles tendent à descendre vers le fond. Les eaux profondes sont alors chassées vers le haut, emportant avec elles les solutés et les microorganismes. La stratification se détruit et le lac s'homogénéise ; une sorte de convection s'établit alors, décrite dans les ouvrages anglo-saxons sous le nom de " *turn-over* ".

Inversement lorsque la profondeur du plan d'eau est faible, quelques mètres par exemple, les vents créent un brassage qui interdit toute stratification. La stratification (thermique comme chimique) est donc une caractéristique des lacs *profonds*.

2.6.2. Caractéristiques chimiques des eaux profondes et des eaux de surface pour les eaux stratifiées

La différence de comportement des eaux superficielles et des eaux profondes, dans le cas de lacs stratifiés, a été schématisée comme suit par Kelts et Hsü (1978) :

	Comportement saisonnier	
Paramètres	**Eaux de surface**	**Eaux de profondeur**
Saturation vis-à-vis de la calcite	Sursaturation quelle que soit la saison (précipitation)	Sous-saturation en toute saisons.
pH	Augmente en été	Stable en toute saisons
Calcium	Légère baisse l'été	Stable en toute saisons
Alcalinité	Augmente l'été	Stable en toute saisons
CO_2	Peu de CO_2, maximum en avril.	Richesse en CO_2, minimum en février et maximum en juin.

Les phénomènes physico-chimiques correspondants et les autres paramètres concernés, sont donnés tableau 3.

Ces mêmes auteurs ont décrit un exemple d'anaérobiose temporaire (l'hiver) pour le lac de Zürich, dans les dépôts varvés qui en tapissent le fond. Les couches d'hiver sont constituées de matières organiques et de sulfures de fer. Les couches de printemps et d'été sont surtout constituées de particules de calcite, qui ont précipité dans les couches d'eau superficielles et sont ensuite tombées au fond. La chute vers le fond des algues mortes amène donc un dépôt de matière organique qui, selon les conditions, peut évoluer en aérobiose (respiration) ou anaérobiose (fermentation).

L'évolution de la matière organique dans un milieu en déficit d'oxygène (anaérobiose) amène donc des conditions *réductrices*, qui se traduisent par l'apparition d'espèces chimiques réduites : CH, H_2S, NH_4^+. Le fer passe à l'état ferreux (Fe^{III}----->Fe^{II}), beaucoup plus soluble que le fer ferrique, et peut se trouver dans les eaux profondes à des concentrations de plusieurs mg/l ; il en est de même du manganèse, mais dans une gamme de concentrations plus faibles (Mn^{IV}----->Mn^{II}). Un exemple d'enrichissement des eaux profondes en fer et manganèse a été donné pour des lacs de retenues de Bretagne, par Saunier et Le Saout (1985).

2.6.3. Bilan

L'activité biologique, sous l'influence de la photosynthèse, modifie de façon saisonnière la partie supérieure des plans d'eau ainsi que sa chimie. La chute de la matière organique algaire influe sur la compositions des eaux profondes (hypolimnion). Les brassages périodiques éventuels provoquent un certain mélange des couches superficielles et profondes. De nombreux paramètres, couramment mesurés lors de l'évaluation de la qualité des eaux, se trouvent modifiés (tabl. 4).

2.7. LE CAS DES LACS NON STRATIFIÉS

Ce sont les lacs peu profonds, quelques mètres seulement. L'exemple nous intéresse particulièrement, car c'est le cas de beaucoup de gravières.

2.7.1. Lacs naturels

Nous n'avons pas trouvé beaucoup de documentation sur les lacs naturels peu profonds : l'essentiel des travaux porte en effet sur des unités de bien plus grandes dimention, comme les lacs subalpins de Zürich, Annecy, du Bourget, de Nantua, etc., ou sur les lacs et retenues de barrages.

Phénomènes chimiques ou biochimiques	**Paramètres chimiques concernés**
Eaux de surface Formation de protoplasme cellulaire Equilibre carbonique dans l'eau Précipitation de la calcite Développement de diatomées	 Diminution de CO_2,O_2 dissous, NO_3^-, HPO_4^{2-} HCO_3^-, alcalinité (TA*, TAC*), pH, conductivité Diminution de Ca^{2+}, TH* SiO_2
Eaux de surface ou profondes Précipitation de calcite Restes d'algues et de diatomées	 MES, turbidité, couleur
Eaux profondes Fermentation de la matière organique	 CO_2, NO_3^-, NH_4^+, NO_2^-, H_2S, Fe, Mn, DCO*, DBO_5*, Azote Kjedahl, COT, pigments chlorophylliens.

Tabl. 3 - Paramètres physico-chimiques des lacs naturels, étant sous l'influence de l'ensoleillement (développement de phytoplancton, puis dégradation des matières organiques ainsi formées) et de l'augmentation saisonnière de température (précipitation de calcite).

* *Abbréviations* :

COT : carbone organique total
COD : carbone organique dissous
TH : titre hydrotimétrique
TA : titre alcalimétrique
TAC : titre alcalimétrique complet
Azote Kjehdal : azote sous forme organique plus azote ammoniacal
DBO_5 : demande biologique en oxygène à cinq jours
DCO : demande chimique en oxygène
MES : matières en suspension

N°	Paramètres	Sens des pics	Signification
1	pH	+	Eau de surface l'été : consommation de CO_2 dissous par le phytoplancton
2	Alcalinité	-	Idem, et précipitation de calcite
3	CO_2 dissous	-	Idem, concentration maximale en avril
4	O_2 dissous	+	Eau de surface l'été : émission par photosynthèse algaire
5	NO_3^-	-	Eau de surface l'été : consommation par le développement du phytoplancton
6	HPO_4^{2-}	-	""
7	Conductivité	-	Diminution de Ca et bicarbonates l'été, dans les eaux saturées en calcite.
8	Ca^{2+}	(-)	Eté, précipitation de calcite par élévation de température (en surface).
9	Titre Hydrotimétr.	(-)	""
10	Matières En Suspension (MES)	+	Précipitation de calcite (eaux saturées en $CaCO_3$), développement des algues. Eaux de surface ou profondes.
11	SiO_2	+	Développement de diatomées
12	Turbidité	+	Liée aux MES
13	Couleur	+	- idem -
14	Pigments chlorophylliens	+	Dégradation des tissus algaires ; eaux de surface ou de profondeur
15	Azote Kjedahl	+	Eaux profondes, ou remontée d'eaux profondes vers la surface (turn-over) : caractère hivernal.
16	Carbone org. total	+	""
17	Oxydabil. MnO_4K	+	""
18	DCO	+	""
19	DBO_5	+	""
20	NH_4^+	+	""
21	NO_2^-	+	""
22	H_2S	+	""
23	Fe	+	""
24	Mn	+	""

Tabl. 4 - Essai de classement des paramètres physico-chimiques et de leur signification.

Une définition proposée (Collectif, 1988) est la suivante : "Etangs : plans d'eau de faible profondeur excluant une stratification thermique stable". Selon cette définition, les plans d'eau naturels de faible profondeur seraient des étangs (les mares étant de plus faible dimension). L'ouvrage relève que les étangs sont en fait le plus souvent d'origine artificielle, et utilisés à des fins piscicoles.

Certains paramètres sont susceptibles de varier à un rythme journalier (alternance jour/nuit) : c'est le cas de l'oxygène dissous, dont le minimum se situe en fin de nuit après consommation par tous les organismes, animaux mais aussi végétaux. Par ailleurs, l'augmentation diurne de température tend à diminuer la concentration en oxygène dissous (Collectif, 1988, p. 69).

2.7.2. Lacs artificiels (étangs)

Le même ouvrage cité plus haut (Collectif, 1988) consacre un chapître entier aux "Principes d'aménagement et de gestion des petits plans d'eau à vocation touristique". Six catégories distinctes y sont retenues, en fonction de la localisation de ces plans d'eau, l'un des types étant précisément les "*Sites alluvionnaires*". Dans la rubrique "Qualité de l'eau", le commentaire suivant est porté : "Qualité bonne, stable" ; la seule opinion négative concerne les berges raides ("à pic") induisant un risque en cas de baignade.

La faible profondeur faisant que cette colonne d'eau est facilement brassée par les vents, il y a donc absence de stratification. L'on observe une couche oxydée à la surface des sédiments : ce qui prouve que l'ensemble de la colonne d'eau est en milieu oxydant. Les processus de réduction (et l'installation d'un milieu réducteur) ne se produisent pas dns l'eau, mais sous l'interface eau/sédiment, ce que l'on peut mettre en évidence en posant des cloches sur le fond (Labroue *et al.*, 1988 ; Helmer et Labroue, 1993 ; Labroue et Helmer, 1997).

2.7.3. Conclusion

Dans les lacs à stratification permanente, les paramètres physico-chimiques peuvent être ventilés en trois groupes (cf. tabl. 3) :

- le premier caractérise les eaux les plus superficielles, à ensoleillement maximal ;
- le deuxième est lié aussi bien aux eaux de surface qu'aux eaux profondes ;
- le dernier est en principe restreint aux eaux les plus profondes.

Mais les lacs peu profonds sont en fait homogénéisés en permanence sous l'action du vent s'ils sont peu profonds, et s'homogénéisent une fois par an lorsque leur profondeur dépasse 15-20 m. Pour autant la composition des eaux n'est pas constante, et l'on doit pouvoir observer occasionnellement la prédominance de l'un ou l'autre groupes de paramètres : c'est bien ce qu'on note dans le cas des gravières et ballastières (cf. ann. 3 ci-après).

RÉFÉRENCES

Anonyme (1989) - L'eutrophisation : causes, conséquences, remèdes. *Techn'eau*, n° 11, pp. 2-10.

Barroin (1976) - L'eutrophisation des lacs. Causes et Conséquences. *Nuisances et Environnement*, juin 1976, pp. 45-47.

Collectif (1988) - Plans d'eau. De l'autre côté du miroir. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement, ISBN 2.907347.09.8, 127 p.

Detay M. (1997) - La gestion active des aquifères. Masson éd., Paris, 416 p.

Koritnig S. (1972) - Fluorine. *In* Wedepohl (1972),

Donville B. (1989) - Vie des sols avant, pendant et après l'exploitation. Colloque régional UNICEM, Toulouse, Mai 1989(inédit).

Eberentz (1987) - Impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 499 HNO, 214 p.

Helmer C., Labroue L. (1993) - Denitrification in gravel-pit lakes. *Hydrobiologia*, vol. 252, pp. 35-44.

Kelt K., Hsü K.J. (1978) - Freshwater Carbonate Sedimentation. *In* Lerman A. (1978), pp. 295-323.

Labroue L., Helmer de Almeida C. (1997) - Cycle de l'azote dans les sédiments des lacs de gravières : étude d'un cas par tarçage isotopique du microcosme. *Annls Limnol.*, vol. 33, pp. 53-61.

Lerman A. (1978) - Lakes - Chemistry, Geology, Physics. Springer-Verlag, New-York, Heidelberg, Berkin, 363 p.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richard F.A. (1963) - The influence of organisms on the composition of sea water. *in* Hill M. N. (éd.), The sea, vol. 2. WIley-Interscience,New York, London, 2:26-77.

Rinck (1987) - Connaissance de l'impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 199 ALS, 67 p.

Saunier B., Le Saout M. (1981) - Bilan des substances nutritives dans les retenues d'eau. Contrôle de l'eutrophisation. *T. S. M. - L'eau*, Juin 1986, n° 6, pp. 276-288.

Schanen O. (1998) - Analyse et modélisation de l'impact hydrodynamique et biochimique des lacs de gravières sur la nappe allluviale du Val de Seine. Thèse Univ. Paris 6, 273 p., annexes.

Stumm W., Baccini P. (1978) - Man-Made Chemical Perturbation of Lakes. *In* Lerman A. (1978), pp. 97-123.

ANNEXE 3

Caractères chimiques des eaux dans les gravières ou ballastières

L'objet de ce volet est double ; il s'agit d'une part de comparer la chimie des eaux d'étangs artificiels avec celle des lacs ou étangs naturels ; et d'autre part de caractériser les eaux qui, après infiltration dans les berges, vont alimenter la nappe phréatique. Comme on le verra dans les annexes 4 et 5, des modifications chimiques sensibles se produisent lors de cette infiltration, et viennent se surajouter aux caractères chimiques propres des plans d'eau.

Nous laisserons de côté le cas de carrières en roche massive, car certaines d'entre elles présentent des particularités chimiques qui seront discutées dans les annexes 7 et 8.

On dispose d'assez nombreuses études portant sur les modifications chimiques des eaux constatées dans les eaux de gravières ou de ballastières. Pour différents motifs, les paramètres pris en compte sont loin d'atteindre le nombre de ceux qui figurent tableau 3 (ann. 2). Cela résulte en partie du choix des sujets d'étude, certains chercheurs s'étant par exemple attaché plus particulièrement à un problème spécifique comme celui des nitrates.

Les principaux paramètres concernés sont répertoriés ci-après tableaux 5 à 7. Beaucoup de ces observations sont relatives à des gravières peu profondes, donc en principe non stratifiées thermiquement ou chimiquement. Cependant, il est commode de ventiler les principaux faits observés, en trois catégories :

- ceux qui caractérisent dans les plans d'eau naturels, les eaux proches de la surface (epilimnion) ;
- ceux qui sont relativement ubiquistes ;
- ceux qui sont propres aux eaux les plus profondes (hypolimnion).

3.1. PARAMÈTRES TYPIQUES D'EAUX DE SURFACE

Ce sont (cf. annexe 2) :

- une diminution de la **minéralisation totale** ainsi que des paramètres qui y sont liés, conductivité, résidu sec ; et celle de **HCO_3^-, Ca^{2+}, CO_2 libre** ;
- une légère élévation du **pH** ;
- une augmentation de l'**oxygène dissous** ;
- et surtout, un abattement très important des **nitrates**.

Modifications constatées	Sites (vallées)	Références
Diminution des bicarbonates	Rhin (Alsace) Risle (Normandie) Eure (Normandie)	Rinck (1987, p. 35) Eberentz (1987) - id.-
Diminution de CO_2 libre	Rhin (Alsace)	Rinck (1987, p. 36)
Diminution de la dureté	Rhin (Alsace)	Rinck (1987, p. 36)
Elévation du pH	Rhin (Alsace) Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie) Aisne (Champagne) Marne (Champagne) Seine (Ile-de-France)	Babot (1974), Rinck (1987) Eberentz (1987) - id.- - id.- Proy et Arnould (1996) - id.- Schanen (1998, p. 227)
Augmentation de O_2 dissous	Rhin (Alsace) Aisne (Champagne) Marne (Champagne) Seine (Ile-de-France)	Rinck (1987, p. 35) Proy et Arnould (1996) - id.- Schanen (1998, p. 224)
Diminution des nitrates	Louge (Midi-Pyr.) Garonne (Midi-Pyr.) - id.- Rhin (Alsace) Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie) Aisne (Champagne) Marne (Champagne) Seine (Ile-de-France)	Labroue et Pinay (1986) Bergé (1983) Helmer et Labroue (1993) Rinck (1987) Eberentz (1987) - id.- - id.- Proy et Arnould (1996) - id.- Schanen (1998, p. 230)

Tabl. 5 - Paramètres dont les variations par rapport à la nappe amont ont été constatées dans des lacs de gravières. Par rapport aux lacs naturels, ces caractères sont dans l'ensemble ceux d'eaux peu profondes (cf. tabl. 3, ann. 2).

On n'oubliera pas que ces modifications traduisent en fait les conséquences chimiques de deux phénomènes, l'*augmentation de température* estivale et le développement de la *photosynthèse* :

- dans des eaux saturées par rapport au carbonate de calcium, l'augmentation de la température amène une précipitation de $CaCO_3$ (qui est moins soluble à température plus élevée), d'où une diminution de HCO_3^-, Ca^{2+}, et CO_2 libre ;
- le développement du phytoplancton se traduit par le prélèvement de nutrients en solution, en particulier des ions CO_2 et NO_3^-, avec dégagement de O_2. La diminution de la concentration en CO_2 modifie l'équilibre carbonique, induisant une augmentation du pH ; parallèlement la photosynthèse consomme des ions H^+ (ann. 2), ce qui va dans le sens d'une élévation du pH.

Modifications constatées	Sites (vallées)	Référence
Augmentation du COT	Rhin (Alsace)	Rink (1987) p. 41
Augmentation des MES, de la turbidité, de la couleur (en été)	Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie)	Eberentz (1987) - id.- - id.-
Présence de chlorophylles et de pigments chlorophylliens à toutes les profondeurs	Rhin	Rinck (1987), p. 54

Tabl. 6 - Modifications constatées dans les plans d'eau artificiels, qui ne sont spécifiques ni des horizons de surface, ni des horizons profonds.

Modifications constatées	Sites (vallées)	Référence
Augmentation de l'oxydabilité au $KMnO_4$	Rhin (Alsace) Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie)	Babot (1974) Eberentz (1987) - id.- - id.-
Augmentation du manganèse	Rhin Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie)	Rinck (1987, p. 40) Eberentz (1987) - id.- - id.-
Augmentation du fer	Rhin (Alsace) Seine (Ile-de-France)	Babot (1974) Rinck (1987, p. 40) Schanen (1998, p. 225)
Augmentation de NH_4^+	Risle (Normandie) Eure (Normandie) Varenne (Normandie) Rhin (Alsace) Seine (Ile-de-France)	Eberentz (1987) - id.- - id.- Rinck (1987, p. 39) Schanen (1998, p. 228)

Tabl. 7 - Variations dans les plans d'eau artificiels, de paramètres physico-chimiques caractérisant les couches les plus profondes.

Un point doit être précisé, concernant l'oxygène dissous. L'augmentation constatée s'entend par rapport aux eaux de la nappe, laquelle n'est pas toujours saturée par rapport à l'oxygène de l'air. En fait, si la photosynthèse conduit bien à une production d'oxygène, la température tend en sens inverse à diminuer la concentration des gaz dissous. Par suite les teneurs en O_2 des eaux en été sont souvent légèrement plus faibles qu'au printemps : c'est ce qui a été observé lors de mesures saisonnières (cf. ann. 2).

Le maximum de concentration en oxygène se situe probablement au printemps, lorsque l'ensoleillement est le plus fort et lorsque la température des eaux n'a pas encore beaucoup remonté.

3.2. PARAMÈTRES UBIQUISTES

Parmi les caractères ubiquistes, c'est-à-dire pouvant être liés aussi bien aux horizons superficiels qu'aux horizons profonds des plans d'eau, on retiendra les **matières en suspension (MES)** et les paramètres qui y sont liés, **turbidité** et **couleur,** ainsi que les **chlorophylles** et la **phéophytine.**

Ces MES peuvent avoir plusieurs origines :

- particules de calcite précipitées et tombant au fond des plans d'eau (Brunskill, 1969 ; cf. Kelts et Hsü, 1978, pour une revue plus générale) ;
- particules algaires et pigments chorophylliens ;
- fines provenant des berges ou des découvertes par ruissellement, ou particules remuées à partir du fond sous l'action du vent.

L'augmentation des MES n'est donc pas due à un remaniement mécanique par l'exploitation, du moins lorsque celle-ci a cessé, mais au développement de la vie végétale ou animale (plancton), et à des phénomènes de précipitation chimique liés aux variations de chaleur et d'insolation. C'est pour ce motif que l'augmentation des MES et de la turbidité, ainsi que le changement de couleur, s'est révélée maximale au mois d'août dans les gravières de Haute-Normandie (Eberentz, 1987).

Les fines mises en suspension lors de l'exploitation ont largement le temps de se décanter ultérieurement, sauf dans les excavations peu profondes où un remaniement sous l'effet du vent est possible.

3.3. PARAMÈTRES LIÉS AUX EAUX DE PROFONDEUR

Ils résultent de la dégradation de la matière organique accumulée. Cette dégradation tend à imposer un milieu réducteur, sauf dans les cas ou un brassage suffisamment important envoie en profondeur l'eau oxygénée de surface. Plusieurs paramètres sont concernés.

3.3.1. Résidus organiques

Les paramètres correspondants sont notamment :

- **COT** (carbone organique total) ;
- les matières organiques totales, mesurées par l'**oxydabilité au $KMnO_4$** ;
- **NO_2^-** (nitrites), **NH_4^+**, formes réduites de l'azote ;
- **Phosphates** libérés par la matière organique en décomposition. Ces phosphates migrent des sédiments déposés sur le fond vers les eaux, par diffusion chimique.

3.3.2. Formes de certains éléments solubles en milieu réducteur

- **Mn^{2+} et Fe^{2+}**, formes réduites du fer et du manganèse.

De fait c'est dans les gravières profondes comme celles d'Alsace, que les augmentations de concentration ont été le plus souvent constatées (Rinck, 1987) ; mais elles ont ausi été notées dans des plans d'eau peu profonds comme ceux de Normandie (Eberentz, 1987). En revanche, O. Schanen (1998) ne constate pas de montée de NH_4^+, dans les gravières peu profondes de la vallée de la Seine.

En ce qui concerne le fond des plans d'eau, et non plus pour les eaux mais pour les sédiments, il est important de noter qu'en Normandie ceux-ci sont calcaires et siliceux (précipitation estivale de calcite, et sans doute dépôt de silice provenant des diatomées), mais pauvres en phosphates, fer et manganèse (0,2 %, 3 %, et 0,1 % respectivement sur poids sec ; Eberentz, 1987, p. 201). Une autre particularité est leur pauvreté en métaux, ce qui les distingue de boues d'origine différente, comme celles issues de stations d'épuration.

3.4. LES VARIATIONS SAISONNIÈRES

On a déjà cité plus haut les variations saisonnières de l'oxygène. En fait, ce genre de variations a été depuis longtemps signalé pour divers : plusieurs paramètres sont en effet liés à la température et à la photosynthèse, et varient évidemment en fonction des saisons.

De fait ces modifications périodiques ont été décrites par Babot (1974) pour la plaine du Rhin, avec une augmentation d'été de la production de matière organique par photosynthèse (mesurée par l'oxydabilité au $KMnO_4$) et une diminution l'hiver, mais au contraire une diminution estivale des bicarbonates et du titre hydrotimétrique (baisse de solubilité de la calcite par élévation de température).

De la même manière, Helmer et Labroue (1993) ont montré dans la région de Toulouse une variation saisonnière des concentrations en nitrates : elles diminuent au printemps et en été, sous l'influence de l'assimilation par le phytoplancton.

3.5. CONCLUSION

Des faits observés, deux point majeurs sont à retenir :

- les différences chimiques constatées entre les eaux des nappes aquifères et les eaux des carrières ou gravières, sont imputables à des **phénomènes parfaitement connus dans les lacs naturels,** aussi bien dans les niveaux de surface que dans les niveaux profonds. Le rapprochement n'a peut-être pas été fait souvent, car les études sur les plans d'eau naturels ont surtout porté sur les lacs de grandes dimensions, profonds et stratifiés, comme les lacs alpins ou les retenues de barrage, alors que les plans d'eau artificiels liés à des activités extractives sont souvent de faible profondeur, et en principe non stratifiés ;
- les eaux des carrières ou gravières sont le siège de **variations saisonnières de composition** (et sans doute aussi journalières, rythme " nycthéméral ") semblables également à ce qui est connu dans le milieu naturel. Par conséquent l'interprétation des paramètres correspondants, en vue de la détection d'une pollution, demande la prise en compte préalable de nombreux facteurs climatiques : ce qui est loin d'être évident.

Si les variations saisonnières, et même journalières, posent le problème de la fréquence de l'échantillonnage et du choix du moment opportun, certains paramètres semblent cependant à retenir : ce sont ceux qui sont dosables facilement, et qui ont été proposés comme moyens d'alerte dans les plans d'eau naturels. C'est le cas du pH et de la concentration en oxygène dissous, qui peuvent annoncer un environnement favorable à la prolifération d'algues conduisant au phénomène de "fleurs d'eau" (Saunier et Le Saout, 1985). Certaines de ces algues provoquent la formation de substances organiques (*géosmine*), et de trihalométhane lors du traitement de l'eau, qui donnent un mauvais goût. Ces deux paramètres seront donc à surveiller particulièrement s'il existe une prise d'eau à proximité d'un lac de gravière, bien que géosmine et matières organiques soient appellés à être dégradés plus ou moins complètement lors du passage de l'eau dans l'aquifère.

RÉFÉRENCES

Albéric P., Lepiller M. (1998) - Oxydation de la matière organique dans un système hydrologique karstique alimenté par des pertes fluviales (Loiret, France). *Wat. Res.*, vol. 32, pp. 2052-2064.

Babot M. (1974) - Influence des exploitations de sables et graviers sur la qualité des eaux souterraines. *T.S.M. - L'eau,* juin 1974, n° 6, pp. 374-375.

Bergé P. (1983) - Détection de l'origine des pollutions azotées d'un aquifère alluvial de la vallée de la Garonne par traçage isotopique. Thèse 3e cycle, UPS Toulouse, 221 p.

Eberentz P. (1987) - Impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 499 HNO, 214 p.

Helmer C., Labroue L. (1993) - Denitrification in gravel-pit lakes. *Hydrobiologia*, vol. 252, pp. 35-44.

Labroue L., Pinay G. (1986) - Epuration naturelle des nitrates des eaux souterraines : possibilité d'application au réaménagement des lacs de gravières. *Annls Limnol.* vol. 22, pp. 83-88.

Proy P., Arnoult F. (1996) - Contrôle de la qualité des nappes alluviales sur les sites d'exploitation de granulats de la société Zeimett Matériaux. *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 24-25.

Schanen O. (1998) - Analyse et modélisation de l'impact hydrodynamique et biochimique des lacs de gravières sur la nappe allluviale du Val de Seine. Thèse Univ. Paris 6, 273 p., annexes.

ANNEXE 4

L'influence des cours d'eau sur la chimie des eaux dans les nappes aquifères alluviales

Les nappes alluviales constituent pour notre étude un cas intéressant. Outre que nombre d'exploitations de granulats se situent en domaine alluvial, ces nappes ont comme particularité d'être alimentées occasionnellement par les cours d'eau. En effet, il arrive souvent (fig. 5) que même en l'absence de pompages, le niveau des cours d'eau se situe au-dessus du niveau piézométrique des nappes associées : pour ce motif, l'élévation de digues est alors nécessaire.

Dans cette configuration, les nappes aquifères se situent alors en aval hydraulique des fleuves ou rivières, exactement comme elles peuvent être situées en aval de gravières. Il est donc possible de déterminer quelle est l'influence des plans d'eau naturels (fleuves, rivières) sur la chimie de ces nappes, et de comparer cette influence avec celle des carrières et des gravières.

4.1. VARIABILITÉ DE LA CHIMIE DES NAPPES ALLUVIALES

Il s'avère que la composition chimique des nappes alluviales, *varie dans le temps*. En effet, les eaux correspondantes ont deux origines différentes : elles proviennent en proportion variable des côteaux bordiers, mais aussi des cours d'eau eux-mêmes ; or, ces derniers ont précisément une composition chimique qui évolue au fil des saisons. Il en résulte des fluctuations dans la chimie des eaux des nappes alluviales, dont plusieurs exemples ont été décrits.

Ainsi dans la nappe alluviale de la vallée de l'Ognon, dans le Doubs (Bourg *et al.*, 1987), les fluctuations des éléments bilantiels (bicarbonates, sulfates, chlorures, calcium...) sont de l'ordre de 20 à 40 %, en valeur relative. Des variations plus importantes ont été mesurées dans les eaux des alluvions de la Deule (Nord), les concentrations en fer et en manganèse ont pu être modifiées d'un facteur 2 en l'espace de trois mois (Bourg *et al.*, 1989). En Suisse près de la rivière Glatt, Jacobs *et al.* (1988) ont montré des variations du même ordre, toujours pour Fe et Mn, et plus fortes encore pour des éléments en traces comme Cd, Zn ou Cu.

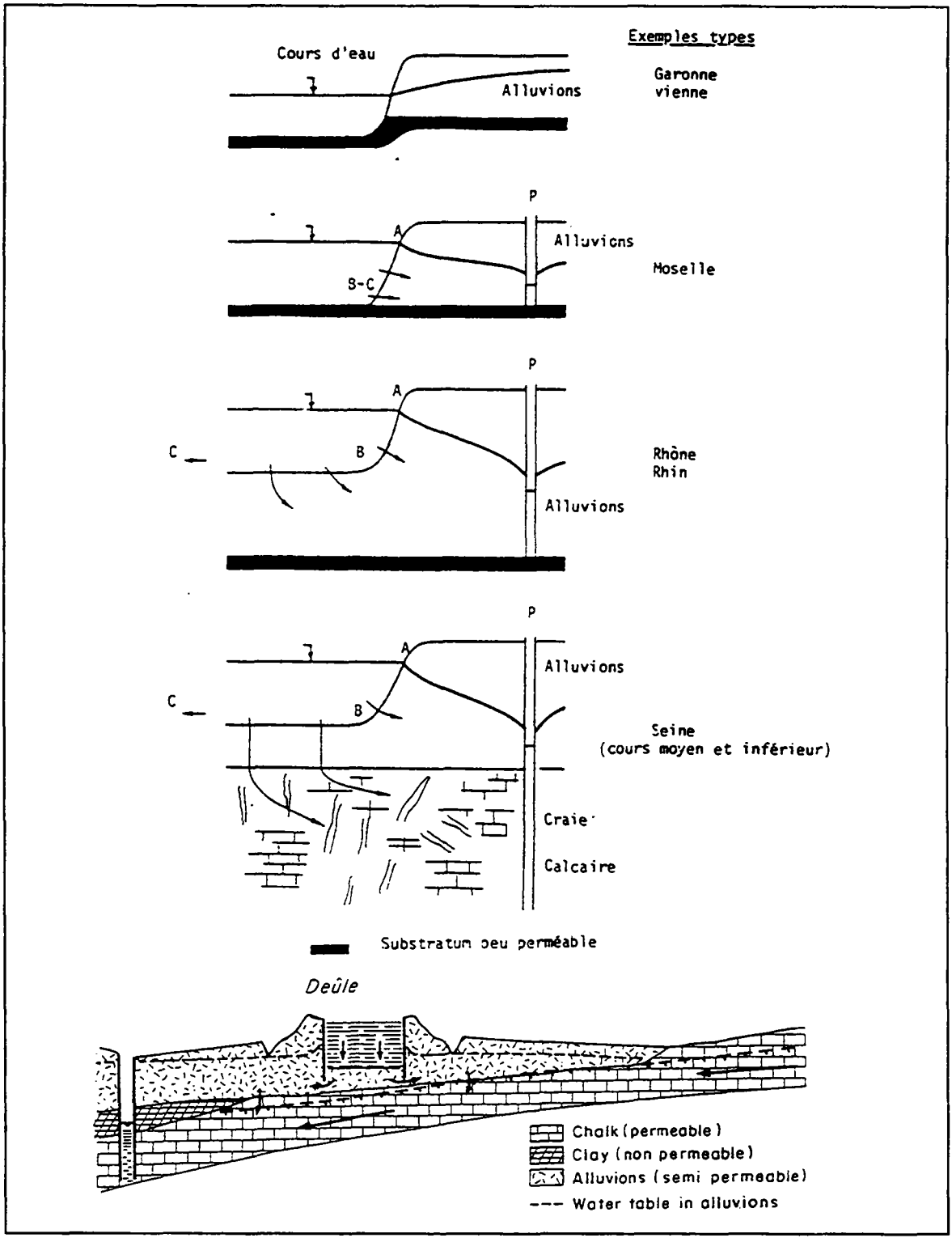

Fig. 4 - Schéma de quelques relations entre niveau des cours d'eau et niveau piézométrique des alluvions adjacentes (d'après Bize et al., *1981, en haut ; Bourg* et al., *en bas).*

4.1.1. Les paramètres impliqués

Les principaux paramètres impliqués sont l'augmentation des concentrations en fer, manganèse, NH_4, et la baisse du pH.

D'autres paramètres varient également, mais ils ont moins d'importance sur la qualité des eaux : "...Depuis deux décennies environ, les responsables des collectivités chargés de la distribution de l'eau potable sont préoccupés par l'augmentation des teneurs en fer et en manganèse. Le phénomène, presque toujours inexistant pendant les premiers temps d'exploitation, apparaît presqu'exclusivement pour les points d'eau **localisés en plaines alluviales**" (Bourg *et al.*, 1988). A l'étranger, on trouve en Suisse une description de forages à quelques mètres de la rivière Glatt (Jacobs *et al.*, 1988), forages dans lesquelles les eaux, par rapport à la rivière, sont plus riches en Mn (jusqu'à 300 μg/l) et ont un pH plus bas d'une unité environ. En France, l'augmentation de Mn et Fe (1000 μg/l et 8 mg/l respectivement) a été décrite dans les alluvions de la *Deule* (Département du Nord), jusqu'à une vingtaine de mètres de la rive (Bourg *et al.*, 1989). Il y a aussi dans ce cas une baisse du pH dans les eaux des alluvions. Une situation similaire a été rapportée par Garcia *et al.* (1994) pour un champ captant du *Lot*. L'augmentation des concentrations en Mn, conjointement à des processus bactériens impliquant une baisse du pH, a été décrite dans les eaux des alluvions du *Rhône* (Gounot et Ruggieri, 1991).

Par ailleurs, la plupart des auteurs précités (Jacobs *et al.*, 1988 ; Bourg *et al.*, 1989) ont pu mettre en évidence des *variations de concentrations saisonnières* dans les nappes alluviales, à proximité des berges des rivières ou des fleuves.

4.1.2. Interprétation

L'on constate que dans tous les cas, le plan d'eau libre (rivières, fleuves, gravières) est **en charge** hydraulique par rapport à la nappe alluviale adjacente, que ce soit en régime influencé (pompage) ou non (gravières). De plus, l'aquifère est fréquemment recouvert de limons (correspondant aux dépôts de plaine d'inondation) relativement peu perméables.

En conséquence l'eau des rivières, qui est notablement chargée en matières organiques, pénètre dans l'aquifère adjacent. La dégradation bactérienne des ces matières organiques va se faire en consommant les oxydants présents, en premier lieu l'oxygène dissous, puis les nitrates. Elle se fait de façon aérobie dans les plans d'eau des fleuves ou rivières, mais de façon anaérobie dans l'aquifère : les limons susjacents empêchent une recharge efficace en eaux météoriques oxygénées. Lorsque l'oxygène dissous puis les nitrates des eaux pénétrant l'aquifère ont disparu, la réduction (apport d'électrons) porte sur Mn, puis Fe contenus dans la matrice de cet aquifère.

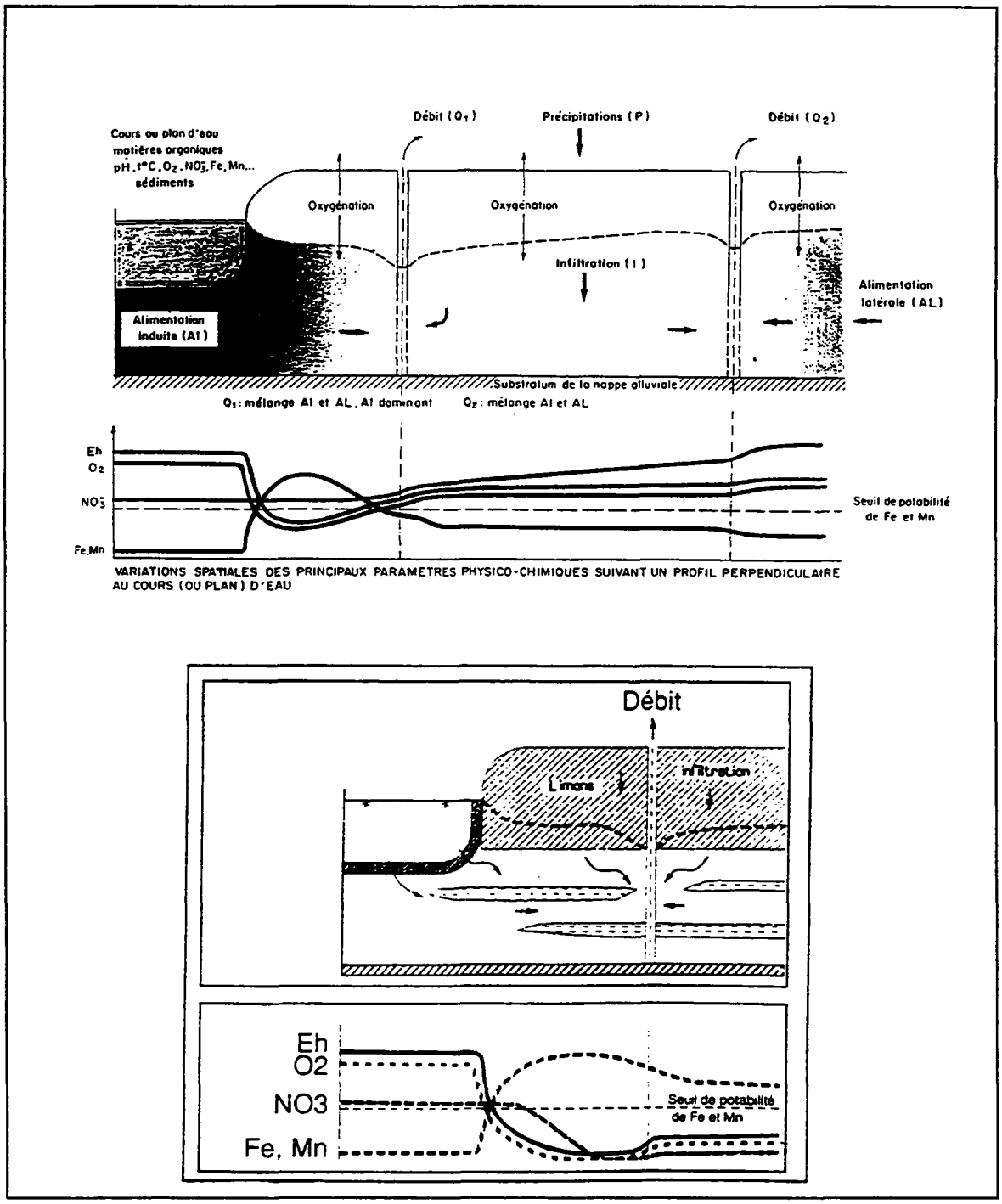

Fig. 5 - Altération de la qualité des eaux souterraines par le fer et le manganèse, en nappe alluviale (d'après Roux,1988), et en bordure de gravière (d'après Ricour, 1994).

Ce schéma, établi à partir de nappes alluviales alimentées par des cours d'eau naturels, est applicable aux lacs de gravières.

Or, les formes réduites de Mn et Fe sont très solubles, les deux métaux passent donc par conséquent en solution. De même, l'apparition de l'ammonium NH_4^+ représente la forme azotée de la dégradation des matières organiques. Enfin, la baisse du pH est due à la production de CO_2, induite aussi par cette dégradation (cf. ann. 3).

En conclusion, les variations chimiques constatées sur Fe, Mn, NH_4^+ et le pH, traduisent la dégradation (bactérienne) des matières organiques venant des cours d'eau après leur pénétration dans l'aquifère, et l'interaction résultante avec la matrice solide.

4.2. EXTENSION HORIZONTALE DES FLUCTUATIONS CHIMIQUES OBSERVÉES

Bize *et al.* (1981) ont consacré une étude importante aux modifications chimiques observées dans les nappes alluviales, à proximité des cours d'eau. Ils ont en particulier dénommé la zone jouxtant les berges, "zone réduite", et décrit par le menu les perturbations constatées, baisse de O_2 dissous, apparition de Fe et Mn, et même d'hydrogène sulfuré localement. Faisant référence à la vallée du Rhin en Allemagne, ils attribuent à cette zone une *largeur moyenne de 50 m environ*, mais sans exclure qu'elle puisse atteindre 100m. Par ailleurs Roux (1988) a donné une coupe conceptuelle schématique d'une nappe alluviale, en montrant les variations du Eh, de l'oxygène dissous, des nitrates, de Fe et Mn, près des berges ("zone de mauvaise qualité naturelle" : id., p. 22) ; mais aucune échelle n'a été donnée.

En fait diverses études conduisent à distinguer deux phénomènes (Garcia *et al.*, 1994) : l'un de faible extension qui se limite aux abords immédiats des rives ("effet de berge"), l'autre de plus grande ampleur sinon ubiquiste ("effet de vase").

4.2.1. L'effet de berge

Par *effet de berge*, il faut entendre mise en solution de Fe et Mn, à proximité immédiate des cours d'eau (donc près des berges) c'est-à-dire une distance de l'ordre de la dizaine de mètres (fig. 5). Cet effet correspond aux anomalies en manganèse et fer mises en évidence par Bourg *et al.* (1989) sur la Deule (Nord), sur la rivière Glatt par Jacobs *et al.* (1988). Dans le cas de gravières, il faut probablement lui rattacher les déterminations d'Eberentz (1987), les piézomètres échantillonnés ayant été situés pour la plupart à une dizaine de mètres à peine des bords de gravières.

4.2.2. L'effet de vase

A plus longue distance des plans d'eau naturels, de l'ordre de 200 m, une certaine mise en solution de Fe et Mn a pu être montrée, par exemple dans des champs captants de l'Ognon (Bourg *et al.*, 1988), du Lot (Garcia *et al.*, 1994), et dans la nappe alluviale

d'Avignon (Gounou et Ruggieri, 1991). C'est ce qui a été appellé "effet de vase", le facteur présumé étant des lentilles de vase à caractère réducteur au sein des alluvions. En d'autre termes, il s'agirait d'une hétérogénéité géochimique et sédimentologique des aquifères, qui localement permettrait le passage en solution de Fe et Mn.

Dans son traité sur le forage d'eau, M. Detay (1993, pp. 258-259) confirme l'existence fréquente de cet "effet de vase" : "...il semble que tout aquifère en liaison avec un contexte organique (couvert végétal, tourbe, vases, alluvions) présente des risques de déclenchement de problèmes bactériens... l'étude menée en 1988 concernant l'action de la matière organique sur les nappes alluviales du Bassin Rhône-Méditerranée-Corse confirme que la matière organique est bien la cause de la transformation du fer et du manganèse".

4.2.3. Discussion

Attribuer "l'effet de vase" au seul caractère réducteur de certains niveaux n'est peut-être pas très satisfaisant, dans la mesure où les matières organiques amenées par les eaux provenant des rivières, constituent elles-mêmes des milieux réducteurs. Peut-être ces lentilles de vase et les restes végétaux associés, constituent-ils simplement le siège de colonies bactériennes pour ainsi dire dormantes en temps normal, et dont l'activité serait réactivée par l'apport de nutrients (sucres ?).

Quoiqu'il en soit, une modification de la chimie des eaux peut apparaître brusquement dans les nappes alluviales, si les apports en provenance des rivières de trouvent soudainement augmentés. C'est le cas des périodes de sécheresse : toujours dans le même ouvrage, M. Detay (1993) rapporte "... Le cas cité en Belgique ...est survenu dans des captages qui avaient 28 ans d'existence lors de la sécheresse de 1959... l'eau du fleuve participa plus qu'à l'accoutumée à la réalimentation de la nappe alluviale appauvrie".

L'auteur continue "...l'eau des captages a commencé à révéler du fer et du manganèse lors de la sécheresse de 1976, teneurs qui ont fortement augmenté sur certains ouvrages pendant les récentes sécheresses de 1989 et 1990". Ce phénomène a été accompagné ou plutôt précédé par le développement de colonies bactériennes, avec un contrôle net par la température : le phénomène démarrait au printemps (mai) pour décroître en automne (octobre).

4.2.4. Le cas particulier du milieu karstique

En milieu karstique, les circulations sont extrêmement rapides. Aussi les phénomènes qui viennent d'être décrits dans des aquifères alluvionnaires, sont susceptibles d'y exister aussi mais avec une bien plus grande extension.

Ainsi Albéric et Lepillier (1998) écrivent-ils, à propos des résurgences de la Loire près d'Orléans : "Les aquifères rechargés directement au contact d'une masse d'eau (lac, rivière) peuvent voir évoluer leurs caractéristiques physico-chimiques en fonction de la quantité de matière organique qui s'y introduit... [ce type] d'alimentation permet d'envisager l'extension du phénomène *sur plusieurs dizaines de kilomètres.*"

Selon ces auteurs, c'est précisément la destruction anaérobie de la matière organique dans le milieu karstique, qui amène la formation de CO_2, et donc d'une acidité tendant à développer la karstification. D'autres modifications constatées sont tout à fait identiques à celles décrites plus haut § 4.1 : destruction des nitrates et baisse du pH. Les deux points à souligner sont la rapidité des modifications chimiques (les temps de transit souterrain entre infiltrations et résurgences, est de l'ordre de 3 jours), et la grande distance du trajet (environ 20 km).

Dans le cas d'un milieu karstique alimenté par une rivière, il existe donc un phénomène de minéralisation de la matière organique semblable à "l'effet de berge" observé dans les nappes alluviales, mais qui est de bien plus grande extension.

4.2.5. Conclusion

Les plans d'eau naturels constitués par les rivières et les fleuves, sont susceptibles d'affecter la chimie des eaux dans les nappes alluviales. Les plus marquées de ces perturbations sont le développement de phénomènes bactériens, sous l'influence de la dégardation de matières organiques et/ou l'apport de nutrients. Outre l'aspect désagréable de ces manifestations (filaments muqueux ou visqueux), une conséquence néfaste est l'apparition d'éléments indésirables dans les eaux, fer, manganèse, ions ammonium, et la baisse de la teneur en oxygène dissous. Une conséquence positive est la forte diminution des concentrations en nitrates.

Fréquentes près des berges, les perturbations bactériennes et chimiques peuvent aussi apparaître plus loin, à des distances de *une ou plusieurs centaines de mètres des rives*, et même davantage dans le cas de circuations karstiques.

Ces notions nous seront utiles dans d'autres contextes que le milieu alluvial. En effet, le phénomène fondamental mis en jeu, **l'oxydo-réduction entre matières organiques d'une part, et divers oxydants de l'autre, est probablement assez ubiquiste**. On peut donc s'attendre à l'observer dans d'autres milieux, par exemple les massifs rocheux jouxtant les lacs (artificiels ou non) et les cours d'eau. Toutefois il est évident que les traits géologiques, contrôlant les mécanismes d'oxydo-réduction, varieront en fonction du contexte : ainsi "l'effet de vase" induit localement par des poches de sédiments à caractère réducteur dans les alluvions, ne pourra exister dans des zones de terrains métamorphiques, mais un processus similaire pourra être induit localement par des niveaux charbonneux ou graphiteux, pyriteux, etc.

RÉFÉRENCES

Albéric P., Lepiller M. (1998) - Oxydation de la matière organique dans un système hydrologique karstique alimenté par des pertes fluviales (Loiret, France). *Wat. Res.*, vol. 32, pp. 2052-2064.

Bize J., Grenet B., Maneglier H. (1981) - Le pouvoir épurateur du complexe alluvial en bordure de rivière. *T. S. M. - L'eau*, n° 7, pp. 393-401.

Bourg A.C.M., Darmendrail D., Ricour J. (1989) - Geochemical Filtration of Riverbank and Migration of Heavy Metals Between the Deûle River and the Ansereuilles Alluvion-Chalk Aquifer (Nord, France). *Geoderma,* vol. 44, pp. 229-244.

Detay M. (1993) - Le forage d'eau. Masson éd., Paris, 379 p.

Jacobs L.A., von Gunten H.R., Keil R., Kuslys M. (1988) - Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, pp. 2693-2706.

Ricour J. (1994) - La cohabitation des industries extractives et de l'eau. *Mines et Carrières - Industrie Minérale*, janvier 1994, pp. 47-49.

ANNEXE 5

Modifications de la chimie des nappes souterraines en aval de gravières

L'annexe 3 précédente n'a traité que de la chimie des eaux de gravières, la conclusion étant que les phénomènes chimiques observés sont en tous points semblables à ceux des plans d'eau naturels.

Il nous faut donc maintenant considérer le cas des nappes aquifères situées en aval hydraulique des lacs de gravières : en effet, l'annexe 4 a montré que dans les nappes alluviales, il se produit à proximité immédiate des plans d'eau des réactions chimiques tout à fait spécifiques ("effet de berge"), qui modifient sensiblement la chimie initiale des eaux. Ce genre de phénomène doit logiquement être attendu dans les aquifères situés à proximité de lacs artificiels.

Malheureusement les données sur les nappes souterraines localisées sous, ou en aval hydraulique, des lacs de carrières ou de gravières, sont bien moins abondantes que celles qui concernent les plans d'eau eux-mêmes. En raison de ce caractère fragmentaire, nous nous efforcerons de situer les quelques renseignements obtenus, par comparaison avec le schéma, mieux connu, des nappes associées aux plans d'eau naturels.

5.1. L'ASPECT QUALITATIF - LES PARAMÈTRES MODIFIÉS

Les mesures faites proviennent surtout de piézomètres, et plus rarement du suivi de captages d'alimentation en eau potable (Rinck, 1987, p. 42). Cela pose problème pour la mesure de certains paramètres, comme le fer et le manganèse, car très souvent le type de complétion des ouvrages n'est pas mentionné : des matériaux métalliques peuvent avoir été employés au lieu de plastiques du genre PVC.

5.1.1. Les mesures

Dans les piézomètres installés en aval immédiat des gravières, les eaux montrent un certain nombre de traits caractéristiques : tout d'abord une très grande variabilité (d'un facteur 10 et même 100) dans le temps de plusieurs paramètres, dont l'*oxydabilité, Fe, Mn, les phosphates,* NH_4^+, NO_2^-. Les valeurs sont dans l'ensemble nettement plus élevées que dans les eaux des gravières (ou du moins, que dans les eaux de surface à 1 m du bord des plans d'eau ; cf. Rinck, 1987).

Dans certains cas on relève même des signes évidents de dégradation de la matière organique : le *pH est plus faible*, non seulement que dans le plan d'eau correspondant, mais aussi que dans la nappe amont. Cette baisse est à mettre en relation avec la *production de CO_2* par destruction des matières organiques (cf. ann. 4). Des *pigments chlorophylliens* ont même été retrouvés dans la nappe (Eberentz, 1987 ; Rinck, 1987, p. 56) en aval des gravières ; mais leur occurrence est beaucoup plus rare que dans les plans d'eau, et leur abondance bien moindre. On en déduit que selon toute probabilité, les berges doivent constituer un filtre relativement efficace pour ces pigments chlorophylliens.

A la suite de Bergé (1983), une *dénitrification* à été mise en évidence en de nombreux endroits dans la nappe alluviale de la Garonne à l'aval de gravières (Labroue et Pinay,1986 ; Labroue *et al.*, 1988) ; cette dénitrification s'est révélée ensuite être quasi-générale en aval des lacs de gravières.

Enfin, on n'oubliera pas que la migration des Matières En Suspension (MES) dans la matrice de l'aquifère est un des facteurs du colmatage bien connu, qui contribue à réduire la perméabilité des berges.

5.1.2. Interprétation

Si l'on se rapporte au tableau 7 de l'annexe 3, on voit que ces paramètres sont en rapport avec les **couches profondes des plans d'eau**. Ils sont liés au dépôt et à la décomposition de la matière organique, qui entraîne la diffusion des phosphates auparavant fixés dans la matière vivante, une réduction des nitrates (avec formation de NH_3 ou NH_4^+, NO_2^-), l'installation d'un milieu plus acide et d'un potentiel d'oxydo-réduction à caractère réducteur. Il en résulte la mise en solution de Fe et Mn sous forme divalente (et/ou en partie complexée sous forme de matières organiques). L'ensemble a été modélisé sous forme d'un schéma conceptuel par Labroue et Pinay, 1986 (fig. 6).

Ainsi s'expliquent les variations brutales constatées sur plusieurs paramètres : elles sont en relation avec une plus ou moins grande rapidité de destruction des matières organiques tombées au fond des plans d'eau, et donc sur l'intensité de l'activité bactérienne. Bien que la température joue certainement un rôle, aucune relation nette n'a toutefois pu être mise en évidence.

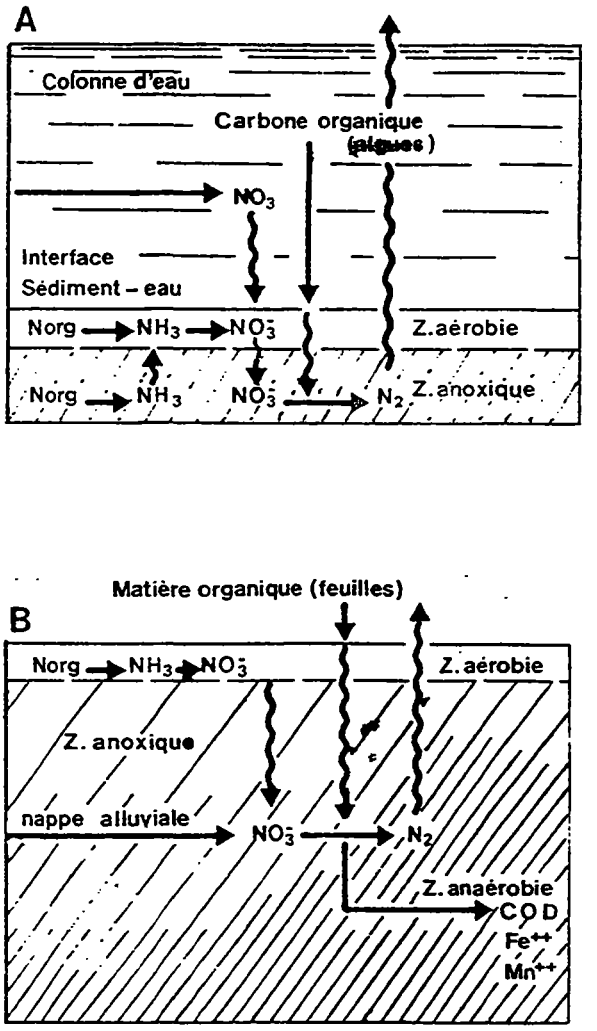

Fig. 6 - Modèles conceptuels du cycle de l'azote dans le cas de plans d'eau (A) et dans celui de nappes alluviales (B) ; Labroue et Pinay, 1986.

On notera dans les deux cas la destruction des nitrates avec formation d'azote gazeux, la formation d'azote ammoniacal en fond de lacs, et la mise en solution de Fe et Mn dans l'aquifère.

	Références	
Phénomènes	**Carrières/gravières**	**Bords de rivières**
Baisse du pH	Eberentz (1987) Schanen (1998)	Bize *et al.*(1981) Jacobs *et al.*(1988) Bourg *et al.*(1989)
Baisse de O_2 dissous	Rinck (1987, fig. 19) Schanen (1998)	Bize *et al.*(1981)
Augmentation de Fe, Mn	Eberentz (1987) Schanen (1998)	Bize *et al.*(1981) Chauve *et al.*(1986) Roux (1988) Bourg *et al.*(1989) Garcia *et al.*(1994) Gounot et Di-Ruggiero (1991)
Augmentation de NH_4^+, NO_2^-	Rinck (1987) Schanen (1998)	
Présence occasionnelle de H_2S	Babot (1974)	Bize *et al.*(1981)
Baisse des nitrates	Bergé (1983) Labroue et Pinay (1986) Eberentz (1987) Rinck (1987) Labroue *et al.*(1988) Helmer et Labroue (1993) Schanen (1998)	Bize *et al.*(1981)

Tabl. 8 - Modifications chimiques des nappes aquifères constatées en aval de carrières ou gravières, et en bord de rivières (berges et champs captants).

5.2. DISCUSSION - COMPARAISON AVEC LES PERTURBATIONS INDUITES PAR LES PLANS D'EAU NATURELS

Les modifications induites dans les nappes souterraines au voisinage de gravières ou de carrières sont nettes, mais **elles sont en tout points semblables à ce qui se passe dans les nappes alluviales à proximité de plans (ou cours) d'eau naturels**. Le tableau 8 montre les analogies relevées.

Les phénomènes d'augmentation en Fe et Mn évoqués (Labroue et Pinay, 1986) ou décrits au voisinage immédiat de gravières (Eberentz, 1987), ne sont absolument pas caractéristiques d'une influence anthropique, puisqu'ils se rencontrent de façon extrêmement courante lorsqu'un plan d'eau est en charge par rapport à la nappe adjacente ("zone réduite", Bize *et al.*, 1981 ; "zone de mauvaise qualité naturelle", Roux, 1988 ; "effet de berge", Garcia *et al.*, 1994 ; etc.).

5.3. L'ASPECT QUANTITATIF : L'EXTENSION DES PERTURBATIONS CHIMIQUES

En dehors des piézomètres situés à quelques mètres du bord des gravières, peu de mesures ont été faites à des distance de quelques dizaines de mètres ou de quelques centaines de mètres. Dans ces conditions, il est difficile de faire un bilan et de dire jusqu'où s'étend, en aval, l'influence des exploitations sur la qualité des eaux.

5.3.1. Difficultés liées à l'hétérogénéité des aquifères alluviaux

L'"effet de vase", qui amène des concentrations élevées en Fe et Mn au sein des nappes alluviales, gêne considérablement l'évaluation de l'influence des gravières : en effet, il est pratiquement impossible, pour ce qui est de Fe et Mn, d'imputer une quelconque variation géochimique au plan d'eau artificiel et à son incidence sur la nappe en aval, ou à une hétérogénéité de comportement de l'aquifère lui-même. Ainsi dans la nappe alluviale du Rhin, Rinck (1987) a observé des concentrations élevées en Fe (0,17 à 4 mg/l) et Mn (200 à 800 µg/l) dans les eaux de piézomètres, aussi bien à 25 m en aval d'une gravière qu'à 40 m *en amont*.

Dans ces conditions, les bilans de matière ne sont pas faciles à faire. Ceci a parfaitement été formulé par Rinck (1987, p. 42) : "...**Les variations hydrochimiques de la nappe [en] aval imputables aux gravières, sont nettement moins importantes que l'hétérogénéité de la qualité hydrochimique des eaux de la nappe indépendamment de l'influence des gravières**".

5.3.2. Les observations

Malgré ces difficultés, on dispose de quelques observations en Alsace, en Normandie, et dans la vallée de la Garonne.

a) Extensions mesurées en aval des lacs de gravière

Pour Rinck (1987, p. 42), l'influence d'une gravière est beaucoup plus faible à 35 m du bord qu'à 10 m, et par ailleur aucun impact chimique ne serait décelable sur un point d'eau AEP situés à 300 m en aval de gravières. Cette dernière conclusion recoupe celle d'Eberentz (1987) en Normandie.

Dans la vallée de la Garonne (Saint-Caprais ; Donville, 1989) une cartographie de la zone perturbée et dénitratée en aval de gravières a été donnée ; l'extension maximale est de 400 m environ en aval, le paramètre cartographié étant la concentration en nitrates. On ne sait pas s'il s'agit d'une réalimentation de la nappe par infiltration, ou d'un mélange progressif avec les eaux du reste de l'aquifère : ce mélange doit nécessairement se produire, ne serait-ce qu'en raison du *caractère dispersif* des aquifères en question.

L'influence des lacs de gravière sur le reste de la nappe, est donc relativement modeste. Un facteur qui contribue à limiter l'extension visible de la perturbation chimique, est le peu de distance qui sépare parfois les lacs de gravières, de la rivière (qui draine souvent la nappe). Ainsi toujours dans le cas de la carrière de Saint-Caprais, il n'y a que quelques centaines de mètres entre le lac et la Garonne (Donville, 1989).

b) Relation entre taille des lacs et extension de leur influence sur la nappe alluviale

Une relation entre la taille des plans d'eau, et la distance sur laquelle les modifications chimiques sont induites en aval, semble se dessiner. Mais elle ne concernerait, en l'état, que les paramètres "nitrates", et "température".

Pour le paramètre " température ", une relation entre dimensions de gravières et panache hydraulique en aval a déjà été signalé, l'impact le plus important étant induit évidemment par les gravières les plus étendues (Anonyme, *in* Arnould et Rizzoli, 1976, p. 113).

Pour les nitrates, le cas de Saint-Caprais déjà cité concerne un lac d'assez grande extension, environ 200 x 1 200 m. Deux autres exemples sont connus (Donville, 1989 ; Helmer et Labroue, 1993) : un petit lac de 200 m de large n'induit guère d'abattement des nitrates en aval hydraulique, tandis qu'un autre de plus fortes dimensions, 400 x 500 m environ, est accompagné d'un panache à faibles concentrations en nitrates de 200 à 300 m d'extension.

5.3.3. L'utilité d'une modélisation

Généraliser ces observations demanderait un équipement important en piézomètres. Aussi peut-on se demander si une simple *modélisation hydrodynamique* ne rendrait pas compte, à elle seule, des perturbations géochimiques observées. Des logiciels permettent de prendre en compte non seulement la dispersion liée à la matrice de l'aquifère, mais ausi à la réalimentation par infiltration. Un essai pourrait être fait sur un site, avec validation par les mesures géochimique existantes.

Une telle modélisation permettrait de répondre à plusieurs questions sur l'influence de la taille des lacs, de la perméabilité ou de la dispersivité de l'aquifère, de la perméabilité des limons sus-jacents, et éventuellement sur le comportement des paramètres comme nitrates, fer, manganèse (en introduisant la chimie dans le modèle) ; l'idée est du reste déjà ancienne (Arnould et Rizzoli, 1976, p. 113). Nous rappellerons que des modélisations de l'impact thermique en aval de gravières ont déjà été faites, afin d'estimer l'élévation théorique de température pour de petits ruisseaux jouxtant les exploitations (Rapports BRGM 78 SGN 092 PNO, 80 SGN 868 HNO).

5.4. CONCLUSION

L'influence des lacs de gravières sur la qualité des eaux souterraines situées en aval hydraulique, commence à être connue : elle paraît tout à fait similaire à celle des plans d'eau naturels. C'est du reste une des conclusions de l'étude menée en Allemagne par Bieske und Partner (1997) pour le secteur de Düsseldorf.

La distance de cette influence pourrait sans doute être évaluée (au moins quant à son ordre de grandeur) par modélisation mathématique, connaissant les caractéristiques géométriques des plans d'eau, et les paramètres hydrauliques de l'aquifère. On pourrait ainsi vérifier, ce qui est probable, que cette influence dépend de la taille des plans d'eau. Les observations de terrain montrent toutefois une forte hétérogénéité des aquifères, ce qui explique la variabilité des effets constatés, et donc la difficulté de toute prévision.

RÉFÉRENCES

Ausseur J.Y., de la Querière Ph., Sauty J.P. (1980) - Effets thermiques des exploitations en eau de sables et graviers en vallées alluviales sur les rivières de Haute Normandie. Rapport BRGM 80 SGN 868 HNO, 52 p.

Babot M. (1974) - Influence des exploitations de sables et graviers sur la qualité des eaux souterraines. T.S.M. - L'eau, juin 1974, n° 6, pp. 374-375.

Bieske und Partner (1997) - Wasserwirtschaftliche Beurteilung von Abgrabungen in Wasserschutenbebieten. Rapport pour le Beziersregierung Düsseldorf, 201 p.

Bize J., Grenet B., Maneglier H. (1981) - Le pouvoir épurateur du complexe alluvial en bordure de rivière. *T. S. M. - L'eau*, n° 7, pp. 393-401.

Bourg A.C.M., Darmendrail D., Ricour J. (1989) - Geochemical Filtration of Riverbank and Migration of Heavy Metals Between the Deûle River and the Ansereuilles Alluvion-Chalk Aquifer (Nord, France). Geoderma, vol. 44, pp. 229-244.

Chauve P., Mania J. Mignot C., Remy F., Verjus P. (1986) - Interaction nappe-rivière et cycle du fer-manganèse dans la nappe alluviale de l'Ognon (Franche-Comté) - *Hydrogéologie*, 1986, n°1, pp. 3-18.

Donville B. (1989) - Vie des sols avant, pendant et après l'exploitation. Colloque régional UNICEM, Toulouse, Mai 1989 (inédit).

Garcia B., Bertin C., Ricard J., Bourg A., Lavandier P., Labroue L. (1994) - Effet de berge, effet de vase, deux facteurs différents de mobilisation du manganèse : un exemple dans un champ captant de la vallée du Lot (France) - *Annls. Limnol.*, vol. 30, pp. 67-85.

Gounot A.M., Di-Ruggieri J. (1991) - Rôle géochimique des bactéries dans les eaux souterraines : exemple du cycle du manganèse dans les nappes aquifères. *Hydrogéologie*, 1991, n°3, pp. 249-256.

Helmer C., Labroue L. (1993) - Denitrification in gravel-pit lakes. *Hydrobiologia,* vol. 252, pp. 35-44.

Jacobs L.A., von Gunten H.R., Keil R., Kuslys M. (1988) - Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, pp. 2693-2706.

Labroue L., Pinay G. (1986) - Epuration naturelle des nitrates des eaux souterraines : possibilité d'application au réaménagement des lacs de gravières. *Annls Limnol.* vol. 22, pp. 83-88.

Labroue J., Tourenq J.N., Mieussens C., Robert J., Donville B. (1988) - Rôle des lacs de gravières dans la diminution des teneurs en nitrates des aquifères alluviaux de la vallée de la Garonne. Essai de quantification. *Annls. Limnol.*, vol. 24, pp. 31-38.

Roux J.C. (1988) - Contrôle et protection de la qualité des eaux souterraines. *Hydrogéologie*, 1988, n°1, pp. 5-33.

Schanen O. (1998) - Analyse et modélisation de l'impact hydrodynamique et biochimique des lacs de gravières sur la nappe allluviale du Val de Seine. Thèse Univ. Paris 6, 273 p., annexes.

ANNEXE 6

L'aval de carrières en milieu non calcaire et sans sulfures

Les exemples disponibles sont plutôt rares. On dispose d'analyses d'eaux des carrières elles-mêmes, mais pas de mesures effectives sur la composition des nappes. Or, l'exemple des gravières en milieu alluvial et de l'effet de berge le montre bien, des modifications sensibles des eaux sont susceptibles de se produire lors de leur infiltration dans les berges.

6.1. LA COMPOSITION CHIMIQUE DES EAUX DE CARRIÈRES OU SABLIÈRES

On sait que les eaux de pluie ont un pH légèrement acide, de l'ordre de 5 à 5,5 ; en l'absence de calcaire, ce pH reste peu modifié dans les eaux de surface. Mais si le plan d'eau est suffisament profond une stratification peut s'établir, avec apparition de dépôts organiques à caractère réducteur en profondeur. Ainsi dans un leucogranite du Massif central, près d'Hyverneresse (Creuse), l'assèchement d'une fosse a induit une forte odeur d'hydrogène sulfuré : ce qui prouve l'existence d'une couche profonde à matières organiques, ayant induit une réduction des sulfates.

6.1.1. Les eaux de la carrière granitique de Clergérel (Questembert, Morbihan, Bretagne)

Elles ont été analysées dans le cadre de la recherche de possibilités de stockage d'eau pour le Morbihan au moyen d'anciennes carrières (Rapport BRGM R 39704, 1998). L'analyse (faite en octobre 1997) fait apparaître une eau très douce, dépourvue de micropolluants métalliques (Pb, As, Cu, Cd) ou d'origine organique (phosphates, nitrites, ammonium). Les éléments indésirables comme fer et manganèse sont également à des niveaux extrêmement faibles (tabl. 9).

Un point intéressant est la mesure des orthophosphates ; le chiffre de 0,1 mg/l en PO_4 correspond à 0,031 mg/l de phosphore. Or (et bien que les limites varient selon les auteurs), une telle valeur se situe à la limite des caractères mésotrophe et eutrophe (tabl. 13, ann. 9). En d'autres termes, et bien que les autres paramètres discriminants comme chlorophylle a et transparence n'aient pas été déterminés, *il n'y a pas de signe net d'eutrophisation*, malgré l'âge du plan d'eau, plus de 15 ans. La raison tient peut être un relatif isolement, qui limite l'apport de phosphore dans les eaux.

mg/l									
HCO_3	K	Mg	Na	Ca	NO_3	SiO_2	SO_4	Cl	F
23,0	2,8	5,1	21,1	9,3	17,8	2,7	7,8	30,9	0,2

µg/l									
Fe	Mn	Al	B	Ba	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
<20	6	40	<20	26	<2	<2	<5	<2	7

Tabl. 9 - Composition de l'eau de la carrière de Clergerel (Morbihan) en milieu granitique. D'après le rapport BRGM R 39704 (1997), p. 24. Les concentrations en azote ammoniacal et orthophosphates sont inférieures au seuil analytique soit 0,1 mg/l. Le pH est de 6,6.

6.1.2. Les eaux en contexte sableux

C'est le cas de nombreuses exploitations en Bretagne, qui exploitent des sables pliocènes reposant sur les terrains métamorphiques. Les données dont nous disposons sont celles relatives à des bassins d'eau claire, après décantation.

La chimie est pratiquement identique à celle donnée tableau 9, ce qui s'explique par l'absence de minéraux facilement altérables dans ces roches : les eaux ont donc un pH acide voisin de celui des eaux de pluie, soit 5 à 6. Une différence par rapport aux granites paraît être la présence fréquente de concentrations en *manganèse* assez fortes, pouvant atteindre plusieurs milligrammes par litre.

Une hypothèse est l'existence de traces de minéraux sensibles aux phénomènes d'oxydo-réduction. Le mécanisme le plus plausible est l'existence d'hydroxydes de fer-manganèse (inexistant dans les granites) tapissant la surface des grains, et la réduction des hydroxydes ferriques en fer ferreux Fe^{2+} par le carbone organique dissous dans les eaux. Le fer réduirait ensuite le manganèse :

$$2\ Fe^{2+} + MnO_2 \text{ ------> } 2\ Fe(OH)_3 + Mn^{2+} + + 2\ H^+$$

Ainsi s'expliquerait les fortes teneurs en Mn souvent relevées dans les aquifères de sables pliocènes en Bretagne.

6.2. L'ÉVOLUTION POTENTIELLE DES EAUX LORS DE L'INFILTRATION DANS UN MASSIF ROCHEUX

Les phénomènes décrits en détail en annexe 4, doivent en principe se produire aussi lors de l'infiltration des eaux dans le massif rocheux (on ne peut a priori parler de berge dans un tel contexte).

6.2.1. Rappels sur "l'effet de berge"

Rappelons qu'il s'agit de l'oxydation de la matière organique développée par le phytoplancton, avec tout d'abord disparition de l'oxygène dissous, puis réduction des nitrates, réduction et mise en solution de Fe et Mn. Toutefois, ce phénomène devrait être de faible ampleur pour deux motifs :

- le premier est que "l'effet de berge" se manifeste dans un contexte, les alluvions de rivières, où une couche superficielle limoneuse et peu perméable, gêne l'infiltration en profondeur de l'eau chargée d'oxygène, et favorise la réduction chimique des nitrates, sulfates, fer, manganèse ;
- le second est qu'en sens inverse dans un massif rocheux, il y a rarement de cape imperméable, et que les fissures assurent généralement une infiltration rapide des eaux de pluie.

Dans le cas de la carrière granitique de Clergerel, ni les matières organiques totales ni l'oxygène dissous n'ont été dosés ; mais on peut sans risque postuler leur existence à des concentrations non négligeables, compte tenu du contexte, celui d'un plan d'eau exposé à la lumière.

Cependant le développement d'un "effet de berge" dans les parements de la carrière, avec mise en solution de Fe et Mn, est peu probable : d'une part l'infiltration facile des eaux de pluie n'est pas un facteur favorable ; d'autre part, les granites comme celui de Questembert contiennent très peu de fer et de manganèse mobilisables par altération météorique.

6.2.2. L'évolution d'eaux dans un leucogranite

Beaucaire (1992) et Toulhoat (1996) ont donné un exemple d'évolution d'eau avec la profondeur, dans un massif granitique (tabl. 10). Ce dernier aurait du reste une lithologie très voisine de celle du granite de Questembert cité ci-dessus (albite et rare biotite comme principaux minéraux altérables).

Paramètres (mmol/l)	Eau de surface	Eau profonde infiltrée dans le massif rocheux
pH	5,02	**8,48**
HCO_3^-	0,01	**3,30**
Cl^-	0,12	0,30
NO_3^-	0,12	–
SO_4^{2-}	0,08	0,04
Na^+	0,16	**3,68**
K^+	0,00	0,03
Ca^{2+}	0,07	0,07
Mg^{2+}	0,04	0,10
SiO^2	0,36	0,19
HS^-	–	0,001

Tabl. 10 - Comparaison entre une eau de surface et une eau infiltrée en profondeur en milieu granitique (Toulhoat, 1996). Les principales variations sont en caractères gras.

a) Les données

Les principales variations de composition portent sur un enrichissement en bicarbonates et en sodium. Le granite lui-même ne contenant que des traces infimes de carbonates (calcite), il n'est pas possible d'imputer cette augmentation à une interaction avec la matrice rocheuse. Au reste si tel était le cas, l'augmentation des bicarbonates devrait s'accompagner d'une montée égale du calcium, ce qui n'est pas le cas.

b) L'interprétation

Aussi la seule explication possible est de voir les bicarbonates comme le résultat d'une dégradation des matières organiques des eaux de surface (cf. ann. 2). L'acidité générée par le CO_2 libéré, serait plus que contrebalancée par la mise en solution du sodium à partir de l'albite : on notera la balance approximative que représente l'augmentation de 3,32 millimoles de bicarbonates, pour 3,52 millimoles de sodium.

c) Rapprochement avec l'effet de berge

Dans le cas présent, il y a bien des nitrates, et une réduction des sulfates, avec apparition de microtraces d'hydrogène sulfuré. Le phénomène observé ici est certes ténu, mais au moins de façon qualitative, il s'apparente bien du point de vue chimique, à ce que l'on observe dans "l'effet de berge" (d'autres éléments caractéristiques comme Fe et Mn n'ont pas été recherchés). L'évolution de l'eau sous l'influence d'une dégradation des matières organiques, se fait ici lors de l'infiltration en profondeur dans le masif rocheux.

6.3. REMARQUE SUR UNE POSSIBLE EUTROPHISATION DES LACS ET SUR LES EFFETS INDUITS

Les lacs de carrières ou de gravières, dans un milieu sans calcaire, doivent être plus sensibles à l'eutrophisation que dans un milieu saturé en carbonate de calcium. En effet l'eutrophisation est induite essentiellement par l'augmentation des concentrations en phosphore : or le calcium gêne l'action de ce dernier, en le faisant précipiter.

Remarque : il y a la réciproque : les phosphates sont ajoutés aux lessives pour éliminer le calcium, qui lui-même gêne l'action des tensio-actifs, principal agent actif des lessives.

Donc si le calcium est rare, ce qui est le cas en Bretagne par exemple, les concentrations en phosphore peuvent facilement augmenter, et l'eutrophisation se développer.

On se rapportera en annexe 9, où sont brièvement exposée les conséquences attendues d'une eutrophisation d'un plan d'eau, sur la qualité de la nappe aquifère en aval. Elles paraissent faibles, et porter surtout sur le fer et le manganèse. Elles seraient essentiellement à craindre dans le cas de sables, mais peu dans des granites. Inversement dans un milieu granitique, où les circulations fissurales peuvent être rapides, le mauvais goût de l'eau induit dans un lac ou un étang par des "fleurs d'eau" à cyanophycées, pourrait se communiquer assez vite à un captage (quoique pendant la seule courte durée de la prolifération algaire) s'il en existe un au voisinage.

Toutefois, les quelques exemples dont nous disposons, ne montrent pas de concentrations élevées en phosphore dans les eaux, et donc pas de signe net d'eutrophisation (carrière de Clergerel, rapport BRGM R 39704). C'est certainement parce que les sites correspondants sont relativement isolés, et en tout cas mieux protégés des pollutions domestiques que les lacs appartenant au réseau hydrographique.

6.4. CONCLUSION

Les données sur la composition d'eau de carrières ainsi que celle des nappes souterraines associées, sont rares dans des environnements géologiques sans calcaire ni sulfures. Les quelques analyses dont nous disposons laissent penser que dans le cas de granites (et même ici, de leucogranites, c'est-à-dire de roches pauvres en Fe et Mn), le résultat conduit à des eaux très douces. Lors de leur infiltration dans les parements rocheux, une réaction entre les matières organiques contenues et les oxydants que sont les nitrates et les sulfates, et peut-être aussi Fe et Mn, pourrait en principe se produire. Mais tout laisse à penser que le phénomène sera de faible ampleur, en raison de l'infiltration facile d'eaux riches en oxygène, et que globalement les eaux garderont leur excellente qualité.

Dans les sables, la présence de minéraux altérables comme les hydroxydes de fer, ainsi qu'un peu de matières organiques, peuvent mettre en solution certaines traces de Mn associées au fer, et conduire à des concentrations assez élevées dans les eaux.

RÉFÉRENCES

Beaucaire C. (1992) - Equilibration des eaux profondes en milieu granitique. Rapport inédit CEA NTS SCS 92.10, 23 p.

BRGM (1998) - Valorisation pour l'alimentation en eau potable d'anciennes carrières sur le département du Morbihan (56). Rapport R 39704, 60 p.

Toulhoat P. (1996) - Evolution chimique des eaux profondes et de surface. *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 26-29.

ANNEXE 7

L'aval de carrières en milieu à sulfures et non calcaire

La question de la qualité de l'eau dans des lacs de carrières, siège d'anciennes activités extractives pour métaux de base ou or, et donc impliquant des sulfures, a fait l'objet ces dernières années d'une grande attention, en France et surtout à l'étranger. Ainsi aux Etats-Unis, Lyons *et al.* (1994), Miller *et al.* (1996), ainsi que Doyle (1996) ont attiré l'attention sur l'importance de la profondeur des lacs pour leur structuration chimique, ainsi que celle d'autres paramètres comme ratio diamètre/profondeur.

En France, les exemples les plus nombreux portent sur la Bretagne, un programme d'études important ayant été mis sur pied à partir de 1991 pour se pencher sur la question des eaux d'exhaure (Carn, 1994 ; Rapports BRGM R 38580, R 38732 ; Vannier, 1996). Ce phénomène est connu sous le nom de "drainage acide" (fig. 7).

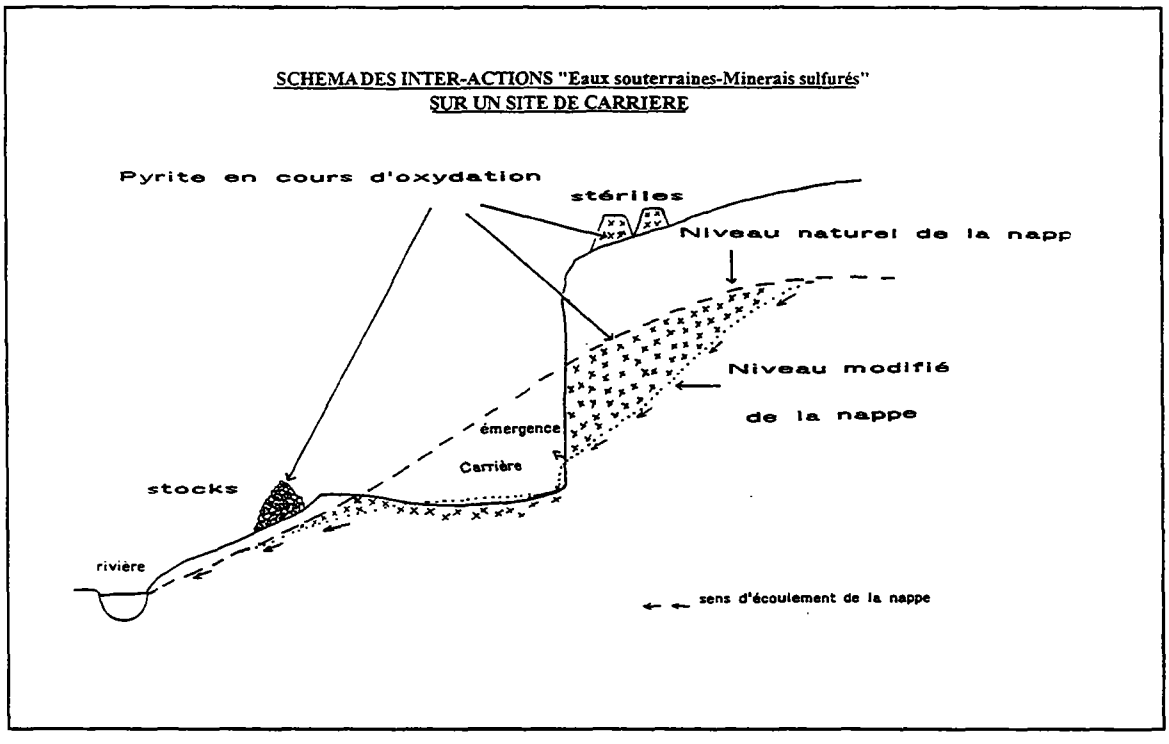

Fig. 7 - Schéma de drainage acide sur un site de carrière (Lemordant, 1993).

7.1. LES MÉCANISMES DE BASE

L'oxydation des sulfures génère de l'acidité (des protons H^+) qui, en l'absence de calcaire, n'est pas neutralisée et peut conduire à des eaux très acides.

7.1.1. Les éléments majeurs

a) Les principaux mécanismes

Les mécanismes peuvent s'écrire de plusieurs façon différente, mais le résultat est globalement :

- le passage en solution de fer ferreux Fe^{2+}, et la formation d'hydroxydes ferriques insolubles $Fe(OH)_3$;
- la formation de sulfates ;
- la libération de nombreux ions H^+.

Les réactions correspondantes peuvent s'écrire :

$$FeS_2 + O_2 \text{ ----------> } Fe^{2+} + \text{composés soufrés anioniques}$$

$$Fe^{2+} + O_2 + H^+ \text{ ----------> } Fe3+ + H_2O$$

$$Fe^{3+} + FeS_2 \text{ ----------> } Fe^{2+} + SO_4^{2-} + H^+$$

$$Fe^{3+} + 3\ H_2O \text{----------> } Fe(OH)_3 + 3\ H^+$$

Compte tenu du caractère extrêmement répandu de la pyrite, ce phénomène est très fréquent. Il se développe dès que des eaux chargées en oxygène, comme le sont les eaux de pluie et des nappes aquifères peu profondes, sont mises en contact (lors d'une excavation par exemple) avec de la pyrite ou d'autres sulfures. Les réactions sont très fortement catalysées par l'activité bactérienne, et sont plus lentes de plusieurs ordres de grandeur en l'absence de microorganismes.

Une des conséquences importantes, surtout dans les régions où le phénomène de concentration en *nitrates* pose problème, est leur destruction quasiment complète. Il s'agit d'un processus de dénitrification au contact des sulfures, qui a été souvent décrit in-situ, et qui se développe lors de l'oxydation de la pyrite ; les processus bactériens sont essentiels pour le développement de ce processus. Schématiquement, on peut dire que l'association sulfures-nitrates est moins stable que le couple sulfate-NH_4^+ : par conséquent en présence de sulfures, l'azote tend à passer sous forme ammoniacale, eten contrepartie le soufre passe sous forme de sulfates.

b) La spéciation

Les calculs d'équilibre aves les codes d'équilibre chimique (MINTEQA2, EQ3...) montrent une spéciation assez complexe. Ainsi, à cause du pH acide et de l'abondance des sulfates, le fer trivalent pourrait se trouver sous forme de sulfates $FeSO_4^+$, et $Fe(SO_4)_2^-$, et Al sous forme de $AlSO_4^+$. De son côté le fer divalent existerait à la. fois sous forme de Fe^{2+} et de la paire d'ions $FeSO_4^0$ (Levy *et al.*, 1997).

7.1.2. Les éléments en traces

La destruction des sulfures s'accompagne de la libération des éléments associés, parmi lesquels les éléments de transition divalents du groupe du fer : en dehors de Fe, ce sont **Co**, **Ni**, **Cu** et **Zn**. Les autres éléments rencontrés le plus fréquemment dans ou sous forme de sulfures, sont les cations Cd, Ag et Hg, ainsi que les anions formés par As et Sb. Leur concentration dans les eaux dépend surtout de leur abondance originelle (dans des eaux très acides, les métaux sont très solubles), mais l'attention qui leur est portée est essentiellement fonction de leur toxicité (cas de Ni et Cd surtout, parfois Zn et As).

Le manganèse est présent à teneurs élevées dans ce type d'eau, ce qui pose problème car il est relativement difficile à éliminer. L'abondance des ions Fe^{2+} entraîne la réduction des oxydes de Mn^{IV} très fréquents dans les zones oxydées, en libérant des ions $\mathbf{Mn^{2+}}$; or ces derniers précipitent difficilement :

$$2\ Fe^{2+} + MnO_2 \text{ ------> } 2\ Fe(OH)_3 + Mn^{2+}+ + 2\ H^+$$

Un exemple de ce type a été donné récemment par Larsen et Postma (1997).

Enfin, la solubilité de l'**aluminium** est en général contrôlée par des hydroxydes du type $Al(OH)_3$. Mais en milieu acide, ces hydroxydes sont instables :

$$Al(OH)_3 + 3\ H^+ \text{ ---------> } Al^{3+} + 3\ H_2O$$

De fait, on constate des concentrations très élevées en aluminium dans les eaux acides des carrières à sulfures, plusieurs dizaines de mg/l si le pH est inférieur à 4 (Rapport BRGM R 38732, p. 27 et ann. 1).

7.2. LES OCCURRENCES

En dehors des exhaures de mines métalliques, les cas les plus fréquents et les plus nets ont été mis en évidence dans des séries métamorphiques en Bretagne (Lemordant, 1993 ; Carn, 1993, 1994b ; rapports BRGM R 38580, R 39704 ; Vannier, 1996). Les roches concernées sont des cornéennes, des schistes (ardoisières), des quartzites, largement répandus dans les terrains anciens.

7.2.1. Les terrains concernés

a) Schistes, grès et quartzites

En Bretagne les roches présentant le plus souvent le phénomène d'eaux acides, sont les cornéennes, faciès de métamorphisme trouvés à proximité immédiate des granites (Lemordant, 1993 ; rapport BRGM R 38732). La cause réside dans la présence de sulfures disséminés dans les roches.

Il est certain que des cas semblables doivent se trouver dans d'autres régions, au sein de terrains de composition analogue, en l'occurrence d'autres séries peu métamorphiques de *schistes* et de *quartzites*. En fait, c'est l'abondance de pyrite jointe à l'absence de carbonates, qui permet le développement du drainage acide en cas d'exposition à l'action des eaux chargées d'oxygène.

Lemordant (1993) a pu une estimation assez précise, à la suite d'un échantillonnage de 6 sites de carrières dans le Massif armoricain. Lorsque la teneur en pyrite est supérieure à 0,1 - 0,3 % (soit environ 10 % des fractions de densité > 2,9), le phénomène de drainage acide est constaté. C'est pour des teneurs plus faibles qu'il peut disparaître, sans que cela soit systématique.

b) Granites

Un cas de perturbation acide, très légère, a été décrit dans un leucogranite par Toulhoat (1996) : les eaux correspondantes ont été enrichies en sulfates (soit 200 mg/l) par rapport aux eaux non perturbées (cf. tabl. 10, ann. 6), avec une baisse de 0,5 unité pH ; de plus, une augmentation infime des concentrations en Co et Ni a pu être mise en évidence. Il s'agit donc bien d'un cas d'acidité induit par l'oxydation de sulfures, même dans le cas décrit elle est extrêmement faible, du moins pour les éléments en traces Co et Ni.

Les granites étant souvent dépourvus de pyrite, les eaux y sont généralement de bonne qualité, sans signe de drainage acide ni concentration élevée en sulfates (Lemordant, 1993, p. 9).

c) Alluvions

Nous donnons ici un exemple qui ne résulte pas à proprement parler de l'influence d'une exploitation extractive sur une nappe, mais qui pourrait s'en rapprocher : c'est l'*invasion d'un aquifère pyriteux par des eaux de surface* au Danemark (Larsen et Postma, 1997 : cf. fig. 8). Le cas serait le même si la rétention de ces eaux, au lieu d'être naturelle, était artificielle. L'exemple est cité pour mémoire, car l'aquifère contient ici un peu de calcaire : c'est pourquoi il est exposé en détail annexe 8. On ne peut toutefois exclure

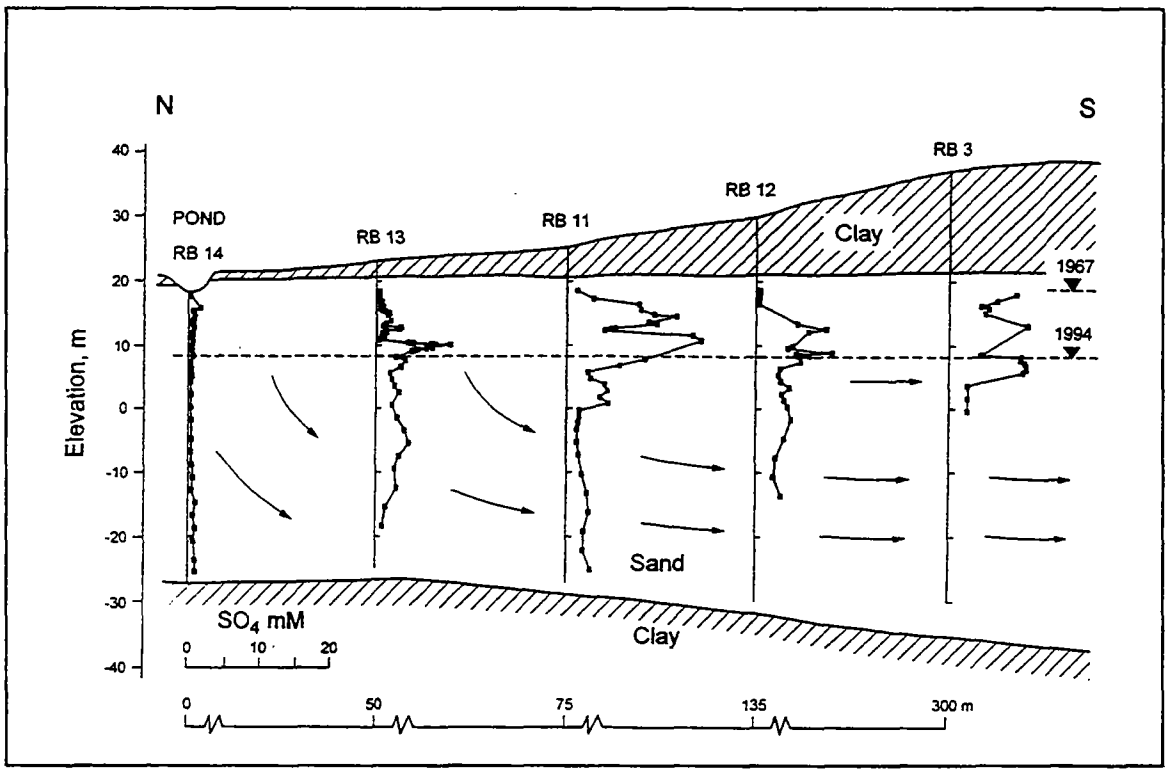

Fig. 8 - Invasion d'un aquifère d'alluvions pyriteuses à partir d'eaux de surface, sous couverture étanche (l'aquifère est devenu semi-captif). Le bas de la zone non saturée (ZNS) et le sommet de la nappe se caractérisent par de très fortes concentrations en Fe, Mn, Ni, à moindre titre Zn et Co ; d'après Larsen et Postma (1997).

l'existence d'environnements géologiques semblables, mais où l'aquifère ne contiendrait pas de carbonates.

Dans cet exemple donné, l'oxydation des sulfures conduit alors à de fortes concentrations en sulfates (1 g/l) et en **nickel** (200 μg/l) : ce dernier trouve en effet sa source dans les sulfures de fer originels, dans lequel il peut atteindre des teneurs de quelques pour cent (15 % dans la pyrite nickélifère ou bravoïte ; inclusions de pentlandite $(Ni,Fe)_9S_8$ dans la pyrrhotite FeS, etc.). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de carrières affectées par un drainage acide en Bretagne, où elles atteignent 2 mg/l (Rapport BRGM R 38732). Il est donc clair que c'est la présence de sulfures de fer qui, lors de l'invasion d'un aquifère (qu'il soit poreux ou fissuré) par des eaux oxydantes, entraîne des perturbations chimiques importantes, et cela plus que la matrice elle-même, qu'il s'agisse de schistes, quartzites, ou bien sables et graviers.

7.2.2. La stratification chimique dans les fosses profondes

Il existe une stratification chimique dans les lacs remplissant les fosses les plus profondes : un bon exemple vient récemmment d'être donné par Levy *et al.* (1997).

L'existence de cette stratification pose problème pour l'étude géochimique de ces lacs. En effet on ne peut se contenter d'un simple échantillonnage de surface, qui donnerait une vue extrêmement biaisée. La figure 9 montre ainsi l'évolution de plusieurs paramètres, en fonction de la profondeur d'une part, en fonction de la saison d'autre part. La connaissance chimique de tels plans d'eau impose donc des échantillonnages assez lourds, à diverses profondeurs, et répartis sur plusieurs périodes de l'année.

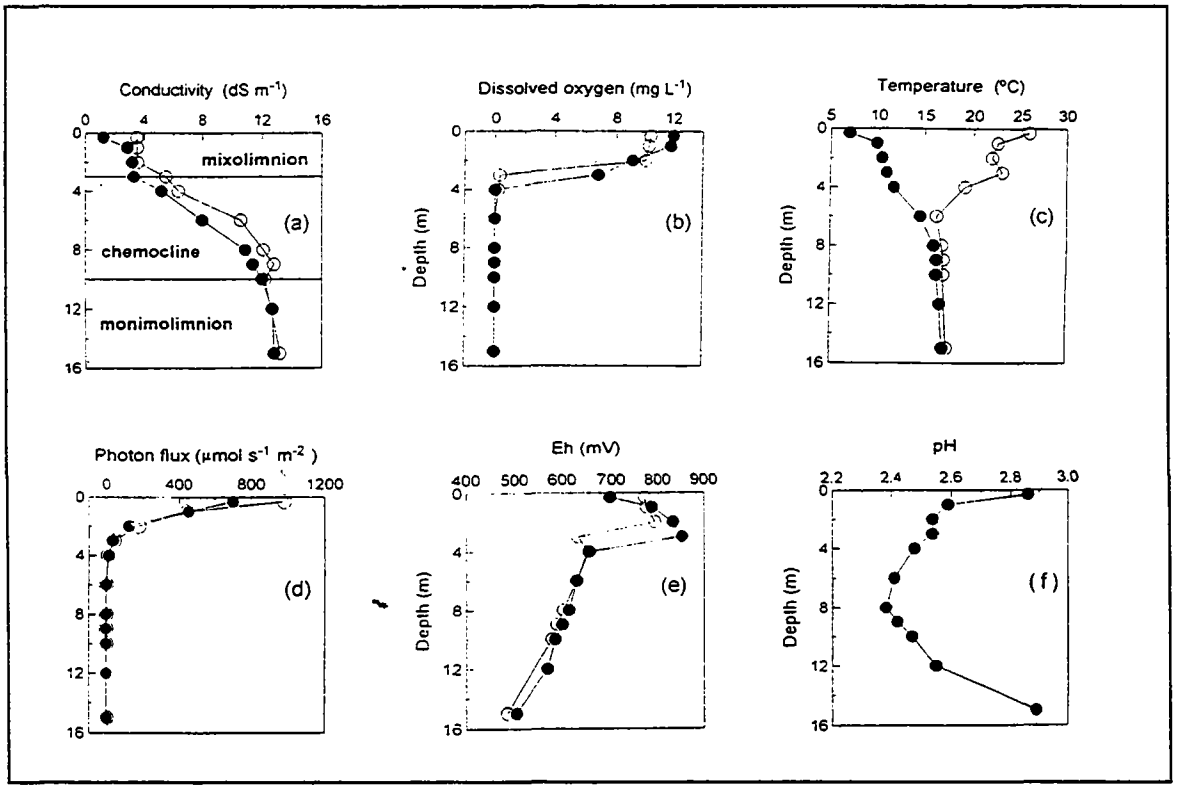

Fig. 9 - Exemple de stratification chimique d'un lac, dans une ancienne exploitation de sulfures à cuivre (Levy* et al., *1997).

Les points noirs représentent l'échantillonnage d'hiver (28 décembre), les points blancs l'échantillonnage d'été (28 août). On remarquera l'existence d'une couche superficielle à oxygène.

C'est probablement à ce défaut d'échantillonnage que l'on peut attribuer les résultats surprenants obtenus au Nevada, montrant que de nombreux lacs dans d'anciennes exploitations de minerais sulfurés, contiennent une eau assez douce et quasiment potable. Il s'agit sans nul doute d'échantillons pris en surface, et des prélèvements au fond des fosses auraient donné des résultats complètement différents.

7.3. LES PERTURBATIONS APPORTÉES A LA NAPPE ET LEUR EXTENSION

Elles sont certainement fonction du contexte géologique et de critères comme la profondeur des excavations. Les seules données effectivement mesurées concernent l'aquifère décrit par Larsen et Postma (1997), les autres cas sont plus spéculatifs.

7.3.1. Aquifère à forte perméabilité

Dans le cas décrit figure 8, l'enrichissement des eaux est sensible à plus de 300 m du site d'infiltration ; il s'agit toutefois de l'influence indirecte d'un plan d'eau situé sensiblement en charge (10 m) au-dessus d'un aquifère poreux et perméable. Dans d'autres conditions de perméabilité et de charge hydraulique, l'impact de la perturbation oxydante pourrait être nettement plus faible.

Enfin, on remarquera que ce n'est pas l'ensemble de la nappe qui est affectée, mais uniquement la partie proche du niveau hydrostatique : l'endommagement de la qualité est donc moindre que ne le laissent penser à première vue les pics en nickel illustrés figure 8.

7.3.2. Aquifères fissurés

Aux alentours d'anciennes carrières de roches massives, les modifications apportées à la chimie des eaux doit dépendre, au moins en partie, de la profondeur des excavations.

a) L'existence d'une stratification chimique des eaux

Levy *et al.* (1997) décrivent un lac chimiquement très stratifié, dans une ancienne exploitation de pyrite et de cuivre. Cette stratification varie au cours de l'année, et induit de fortes variations de concentrations entre les eaux de surface et celles de la profondeur, les contrastes étant d'un facteur de 10 au moins pour Fe, Al, Mg, Cu, Mn, Zn, Ni...

Par suite, le terme-source que constituent les lacs de carrières vis-à-vis des circulations hydrauliques en aval, variera selon que le lac est profond ou non. Dans le premier cas il y aura généralement des eaux douces et oxygénées au-dessus, des eaux plus salines et non oxygénées, au fond. Dans le second cas, on se trouvera en présence d'une homogénéisation plus ou moins poussée des eaux, lesquelles possédent dans l'ensemble un caractère oxydant.

b) L'influence sur la chimie des nappes aquifères en milieu fissuré

L'influence des lacs de carrières sur la qualité des nappes aquifères environnantes, est une question qui n'est pas encore résolue. Miller *et al.* (1996) y font une allusion à propos du Nevada (U.S.A.), ou la réglementation impose sa prise en compte lors des études d'impact. Le problème est double, chimique (prévoir l'évolution chimique à long terme, lors du remplissage final des fosses), et hydraulique (prévoir le cheminement des eaux dans un aquifère fissuré, chose très délicate).

Un des points importants en effet, est que les eaux contiennent une charge notable en sulfates, qui leur donne une salinité pouvant être de l'ordre de 2 à 6 g/l. C'est nettement moins que dans l'eau de mer, mais suffisant pour induire une stratification dans les lacs profonds, par différenciation avec les eaux de pluie moins denses. On peut donc penser que cette charge, et la différence de densité qui en résulte avec les précipitations météoriques, sont suffisantes pour éviter un mélange. En d'autres termes, il pourrait se produire en aval hydraulique des carrières, le même phénomène de "biseau salé" (absence de mélange entre eaux douces et eaux salées) que l'on observe sur les franges littorales. La pente du contact entre les deux milieux serait toutefois différente de celle constatée en bord de mer, en raison d'une densité nettement moins forte des eaux de lacs de carrières. Nous n'avons pas d'observations pour l'instant qui permettent de corroborer cette hypothèse, non plus en sens inverse que celle d'un mélange dans un aquifère fissuré entre eaux de pluie infiltrées, et eaux provenant de ces lacs de carrières.

c) Remarque : exploitations en fosses, exploitations en talus

Un cas peut-être différent est l'exploitation à flanc de côteau, sans l'installation d'un lac permanent (fig. 10). Il ne peut y avoir évidemment de stratification, et la question est celle du devenir d'eaux de ruissellement et de leur infiltration.

Dans le cas de carrières en talus, la chimie des eaux doit être du même type que celle des eaux de fosse (sulfatées acides) ; mais nous n'avons pas trouvé d'étude précise sur la distinction entre chimie d'eaux d'exhaure (suintements, ruissellement) et chimie d'eaux de fosses (lacs permanents), stratifiées ou non. La distinction n'est peut-être pas facile, des différences propres aux caractères chimiques de chaque site pouvant interférer avec celles qui seraient induites éventuellement par le type d'exploitation. En première approximation nous supposerons que la chimie des eaux est identique dans les deux cas.

7.4. DES EXEMPLES NATURELS

La formation de lacs acides et riches en sulfates est connue dans la nature, dans des environnements très particuliers de nature volcanique.

Il s'agit du dégazage d'hydrogène sulfuré (H_2S) vers la surface, sous l'influence de gisements de vapeur situés en profondeur (gisements géothermiques). Lors du mélange

avec les eaux d'infiltration riches en oxygène, il y a oxydation et formation d'acide sulfurique. Celui-ci attaque plus ou moins le milieu environnant, donnant naissance à des roches altérées typiques que les anglo-saxons appellent altération "acid-sulfate".

Dans les régions volcaniques, on connaît plusieurs de ces lacs acides (pH # 2), qui ont un intérêt économique certain : ils traduisent presqu'à coup sûr la présence de gisements de vapeur en profondeur, et ont été à ce titre très recherchés lors de la crise de l'énergie du début des années 80 (ressources géothermiques pour la production locale d'électricité). Par ailleurs, il sont souvent aussi associés à des gisements d'or, ce qui leur a aussi valu une considération notable il y a quelques années.

7.5. CONCLUSION

La bibliographie sur le drainage acide est considérable, et on ne peut en quelques pages qu'en tirer un bref résumé.

En revanche ce qui semble rarement décrit, est l'interaction des eaux ainsi générées avec les parements et les réactions éventuelles avec la matrice des aquifères, après infiltration dans le massif rocheux. Il peut par exemple y avoir une neutralisation progressive avec précipitation du fer : on connait ainsi des "chapeaux de fer déplacés", corps ferrugineux situés assez loin et en aval de masses de sulfures, et résultant de circulations fossiles naturelles, analogues du drainage acide induit dans les exploitations.

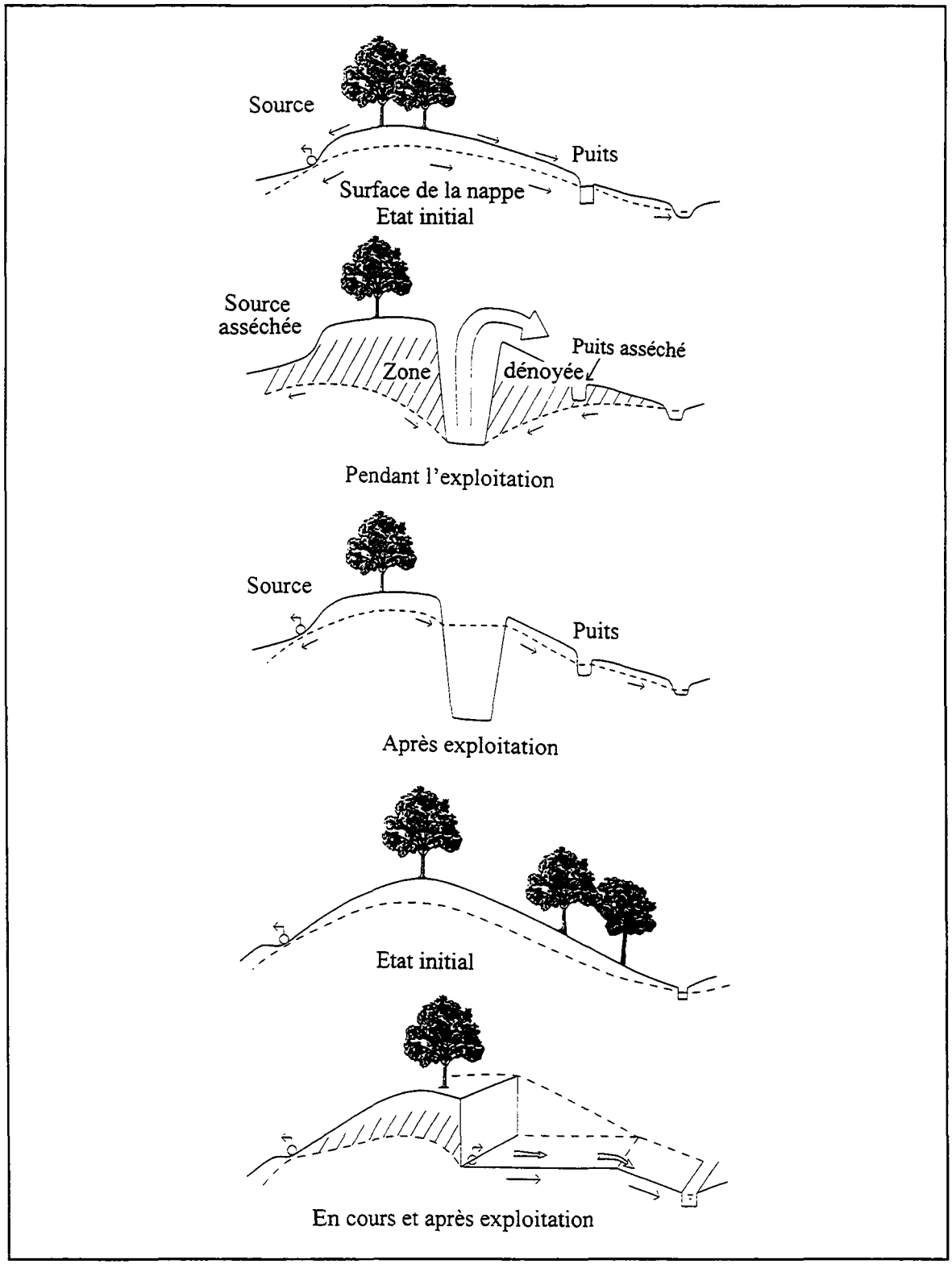

Fig. 10 - Exploitations en fosse et exploitations à flanc de coteau (d'après A. Carn, 1994).

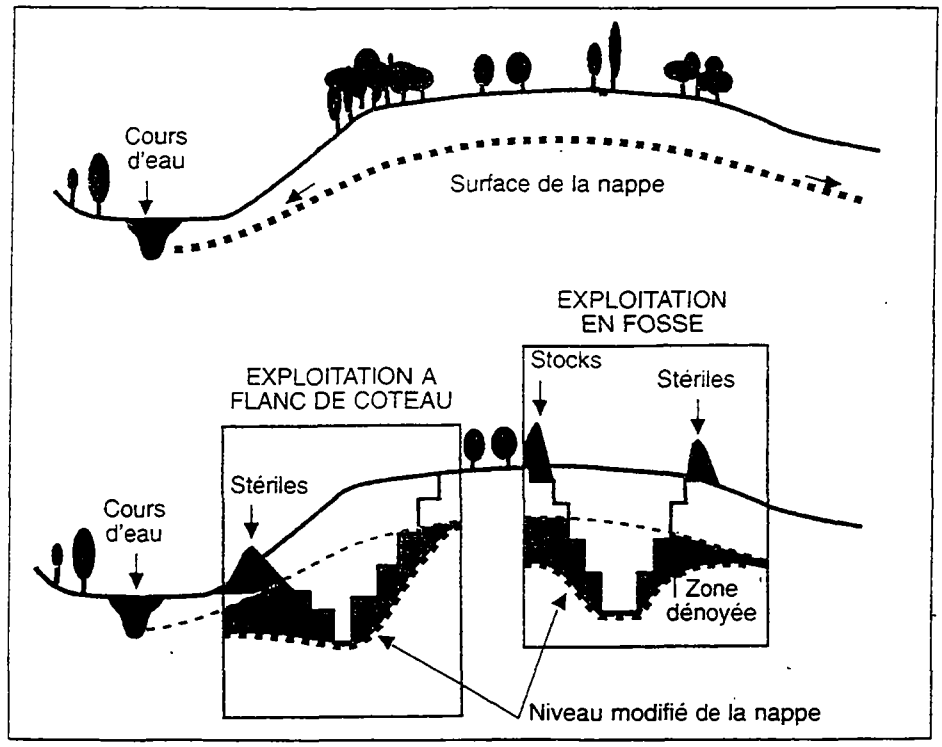

Fig. 10 (suite) - Evolution de la surface de la nappe aquifère, dans le cas d'exploitations en fosse et en talus (d'après D. Collonge, 1995).

RÉFÉRENCES

BRGM (1995) - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne - Actions 1995 sur les résidus du traitement de l'eau par du calcaire concassé. Rapport R 38580, 61 p.

BRGM (1996) - Enquête sur la qualité des eaux d'exhaure dans les carrières en zone de socle en Basse Normandie. Rapport R 38732, 42 p.

Carn A. (1993) - Impact hydrochimique de l'exploitation de gisements de roches massives à concasser en Bretagne - Actions 1993 - Compte rendu n° 1. Rapport R37838 et BRE SP 93 –02, 21 p., annexes ; (document non public).

Collonge D. (1995) - Relations eaux et carrières. *Mines et Carrière - Industrie Minérale,* Juin 1995, pp. 58-63.

Doyle G.A (1966) - Physical limnology of existing pit lakes. Presented at the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. Annu. Meeting, Phoenix, AZ. Preprint 96-75.

Larsen F., Postma D. (1997) - Nickel Mobilization in a GroundwaterWell Field: Release by Pyrite Oxidation and Desorption from Manganese Oxides. *Environ. Sci. Technol.*, vol.31, pp. 2589-2595.

Lemordant Y. (1993) - Impact hydrochimique de l'exploitation de roches massives à concasser en Bretagne. Rapport BRGM R 37020 et BRE SGN 93, 11 pages, annexes.

Levy D.B., Custis K.H., Casey W.H., Rock P.A. (1997) - The Aqueous Geochemistry of the Abandoned Spenceville Copper Pit, Nevada County, California. *J. Envir. Quality,* vol. 26, pp. 233-243.

Lyons W.B., Doyle G.A., Peterson R.C., Swanson E.E. (1994) - The limnology of future pit lakes in Nevada: the importance of shape. *In* Proc. of the First Int. Conf. on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, CO. 19-21 Jan. 1994, p.245-248. Balkema ed., Rotterdam.

Miller G.C., Lyons W.B., Davis A. (1996) - Understanding the water quality of pit lakes. *Environ. Sci. Technol.* vol. 30, pp. 118-123.

Toulhoat P. (1996) - Evolution chimique des eaux profondes et de surface. *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 26-29.

Vannier C. (1996) - Impact hydrochimique de l'exploitation de carrières de roches massives en Bretagne. *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 30-37.

ANNEXE 8

L'aval de carrières en milieu calcaire à sulfures

Dans un milieu calcaire à sulfures, l'interaction d'eaux météoriques chargées en oxygène conduit à des compositions voisines de celles qui ont été décrites annexe 7. Le fait majeur est que la présence de carbonates (de calcium en général, calcite) tamponne le milieu et qu'il n'y a pas de dérive vers un pH acide :

$$CaCO_3 + H^+ \text{---------}> Ca^{2+} + HCO_3^-$$

L'eau devient alors sulfatée calcique, à cause du calcium libéré, et des sulfates provenant de l'oxydation des sulfures.

8.1. L'EXEMPLE D'EAUX D'EXHAURE

Les valeurs de quelques paramètres relatifs à la composition d'eaux d'exhaure, ont été données lors d'un exposé sur les carrières exploitant le Dinantien, en Belgique (Rorive et Squerens, 1996). Il s'agit de calcaire massif contenant des traces de pyrite :

pH : # 8,0

NH_4^+ : 0,5 - 4 mg/l

SO_4^{2-} : # 700 mg/l

Fe : 0,1 - 0,3 mg/l

Toutefois, l'origine des sulfates est controversée, car des sulfates (anhydrite) sont connus dans un horizon voisin.

8.2. EAUX INFILTRÉES DANS UN AQUIFÈRE CALCAIRE

Le cas exposé ci-avant en annexe 7 concerne un aquifère comportant des traces de calcaire. En conséquence, l'oxydation de la pyrite ne mène pas à des eaux franchement acides (pH = 6,75 contre 7,27 initalement). On rappellera qu'il ne s'agit pas de l'aval d'une carrière, mais de celui d'un étang naturel : compte tenu de la similitude observée entre bords de gravières et bords de plans d'eau naturels (ann. 4 et 5), la comparaison est légitime.

On constate que l'eau se charge en K, Fe, Mn, Ni, et prend un faciès sulfaté calcique. Elle est presque saturée par rapport au gypse (tabl. 11) ; les autres index de saturation apportent des résultats intéressants, et en particulier montrent une très légère sursaturation par rapport à la calcite. De telles sursaturations sont souvent constatées, et

sursaturation par rapport à la calcite. De telles sursaturations sont souvent constatées, et peuvent être imputées à un léger dégazage de CO_2 au moment du prélèvement, ce qui tend à surestimer le pH. De fait l'eau est pratiquement à l'équilibre avec le gypse, la calcite, et le carbonate de Mn (rhodochrosite). Ceci peut être interprété comme un contrôle de la concentration en Mn par un carbonate mixte (Ca, Mn)CO_3.

Paramètres	Concentrations (mg/l)	
	Eaux originelles	**Oxydation de la pyrite**
Ca	80,8	556,0
Mg	8,7	39,1
Na	14,9	17,9
K	3,9	16,0
Fe	0,0	1,1
Mn	0,0	5,1
Ni	0,0	0,2
Zn	--	0,09
Cl	17,0	31,1
HCO3	256,2	501,4
SO4	39,4	1046,4
pH	7,3	6,7
Index de saturation		
Gypse	-1.82	-0,15
Calcite	-0.05	+0,08
Rhodochrosite	---	-0,09

Tabl. 11 - Evolution de la composition d'eau, au cours de l'infiltration dans un aquifère calcareux et contenant de la pyrite (Larsen et Postma, 1997 ; bicarbonates déduits de la mesure de l'alcalinité).

On remarquera l'élévation des concentrations en sulfates, calcium, bicarbonates, ainsi qu'en Mn, Zn et Ni.

En *résumé*, l'oxydation de la pyrite s'est traduite par une libération d'ions sulfates et calcium. Le manganèse viendrait de la réduction d'oxydes MnO_2 connus dans l'aquifère par les ions Fe^{2+} provenant de la pyrite. Celle-ci serait également la source de Ni, car elle peut en contenir plusieurs pour cent, sous des formes variées (micro-inclusions de sulfures nickélifères). Les concentrations en Mn (et sans doute aussi Zn) sont probablement limitées par la formation de carbonates de type (Ca, Mn, Zn)CO_3.

8.3. DISCUSSION

Pour l'aquifère alluvial (sables à calcaire et pyrite) qui vient d'être décrit, les valeurs mesurées sur des eaux après oxydation des sulfures sont du même ordre de grandeur que celles qui ont été trouvées dans l'exhaure de carrières exploitant le Dinantien de Belgique. Elles sont assez semblables à celles obtenues en Bretagne après traitement dans le cas de drainage acide (cf. Carn, 1994 ; Vannier, 1996). Le pH est ici un peu inférieur à celui obtenu lors du traitement d'eaux acides au moyen de calcaire concassé (6,7 contre 7-8), car dans un aquifère confiné la pression partielle en CO_2 est, après destruction de la pyrite, sensiblement plus forte qu'elle ne l'est dans l'atmosphère.

Le motif de cette similitude chimique est simple : pour les sulfates la concentration est limitée par la formation de gypse, pour le manganèse et le zinc il y a un certain contrôle par la calcite. Ce contrôle n'est pas strict car la solubilité de ces deux éléments ne serait pas limitée par une espèce pure du type $MnCO_3$ ou $ZnCO_3$, mais par des produits mixtes de composition (et donc de solubilité) variable.

La limitation des concentrations en sulfates et en calcium par la solubilité du gypse, amène certaines convergences de composition. Ainsi la composition de l'eau après oxydation de la pyrite, donnée tableau 12, est très proche de celle de l'exhaure de Volpilliaire, à l'ancienne mine de sulfures de Largentière : 556 mg/l de Ca^{2+} contre 589 mg/l, et 1 046 mg/l de sulfates contre 1 523 mg/l (Schmitt et Combes, 1996).

8.4. CONCLUSION

En milieu calcaire à sulfures, l'oxydation conduit à des eaux riches en sulfates et en calcium, à pH proche de la neutralité. Ces eaux sont quasiment saturées par rapport à la calcite et au gypse, et de ce fait les valeurs des paramètres HCO_3^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, sont sinon fixées du moins du même ordre de grandeur.

Du côté des éléments en traces, Fe, Mn et Ni peuvent poser problème, car ils se situent souvent à des concentrations dans les eaux de d'exhaure ou de lacs de carrières, supérieures aux concentrations maximales admissibles pour les eaux naturelles. La migration des métaux lourds en traces comme Ni peut toutefois être limitée par des phénomènes de sorption sur la matrice des aquifères.

Paramètres (mg/l sauf pH)	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Ca	—	**556,0**	**262,0**	**589**	**225**
Mg	—	39,1	86,6	51	130
Na	—	17,9	54,9	52	124
K	—	16,0	7,2	14	9,0
Fe	# 0,2	1,1	0,05	1,95	35,4
Mn	—	5,1	1,74	—	5,5
Ni	—	0,2	0,02	—	—
Zn	—	0,09	0,02	0,03	—
Cl	—	31,1	38,8	7	35,5
HCO_3	—	501,4	19,0	227	—
SO_4	**# 700**	**1046,4**	**990,0**	**1523**	**1268**
pH	8,0	6,7	6,9	7,2	7,2

1 : Exhaure, calcaire Dinantien, Belgique (Rorive et Squerens, 1996)
2 : Nappe dans alluvions calcaires, Danemark (Larsen et Postma,1997)
3 : Eau d'exhaure de carrière de cornéennes après traitement à la chaux, Bretagne (Rapport BRGM R 37838).
4 : Eau d'exhaure du Trias de Volpilliaire, Largentière, Cévennes (Schmitt et Combes, 1996)
5 : Emergence Fondue Lyon, remontée d'eaux du Bassin de Saint-Etienne (Barrière *et al.*, 1994).

Tabl. 12 - Convergence de composition chimique d'eaux diverses, en milieux à sulfures oxydés, et avec calcaire (ou siège d'une addition de chaux). On notera le caractère sulfaté calcique de toutes ces eaux.

RÉFÉRENCES

Barrière J.P., Davoine Ph., Tourvielle G. (1994) - La remontée des eaux à l'arrêt des exploitations souterraines du bassin houiller de la Loire. Mines et Carrières - Industrie Minérale, Janvier 1994, pp. 61-64.

Larsen F., Postma D. (1997) - Nickel Mobilization in a GroundwaterWell Field: Release by Pyrite Oxidation and Desorption from Manganese Oxides. *Environ. Sci. Technol.*, vol.31, pp. 2589-2595.

Rorive A., Squerens P. (1996) - Valorisation des eaux d'exhaure. Cas des carrières exploitant le calcaire carbonifère dans la région de Tournai (Belgique). *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 51-55.

Schmitt J.M., Combes P. (1996) - Impact hydrogéochimique et hydrochimique de l'abandon d'une mine métallique. Cas de Largentière (Ardèche, France). *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 38-48.

Vannier C. (1996) - Impact hydrochimique de l'exploitation de carrières de roches massives en Bretagne. *Mines & carrières*, Les Techniques V/96, Supplt. décembre 1996, pp. 30-37.

ANNEXE 9

Le comportement à long terme des plans d'eau la question de l'eutrophisation

Il n'y a pas là en principe un point majeur, pour la présente étude, du moins pour ce qui est de la qualité des eaux *souterraines*. Nous avons vu en effet en annexe 4 et 5 que la qualité des eaux est très sensiblement modifiée, lorsqu'elle s'infiltre dans les berges ou les massifs rocheux. Compte tenu du caractère récent de nombreux lacs de carrières (certains n'ont que quelques années), on peut légitimement se demander si leurs caractéristiques chimiques, ainsi que celles qu'ils induisent dans les nappes adjacentes, sont appellées à perdurer.

9.1. UNE DÉFINITION DE L'EUTROPHISATION

En particulier la question de l'eutrophisation de lacs de gravières a été posée dès les années 70, mais ce terme n'a pas été employé par tous les auteurs avec la même signification. Ainsi parlant de l'évolution à long terme, Arnould et Rizzoli (1976) appellent "eutrophisation" le vieillissement [non défini de façon précise] d'une gravière, l'apport de nutrients amenant une prolifération d'algues. Eberentz et Rinck (1987) n'ont pas abordé le problème de l'eutrophisation, qu'ils disent mal connu. Gravost et Sionneau (1988) ont été tout aussi prudents : "Nous n'avons pas trouvé de définition [du vieillissement], non plus que d'étude traitant de ce problème en particulier".. Les mêmes auteurs s'interrogent "*L'asphyxie des vieilles carrières par eutrophisation est-elle inéluctable* ?".

Un groupe de travail (Collectif, 1988) a affirmé que "Suivant le contexte et (ou) l'auteur, le terme d'eutrophisation et ses dérivés (eutrophie, eutrophe), peut prendre des significations très différentes. Il est hors de notre propos de les passer toutes en revue... ". Ce groupe de travail a préféré se référer à la classification proposée par un panel d'experts réunis à l'initiative de l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), classification rappelée tableau 13. C'est elle que nous utiliserons ici.

On pourra aussi consulter, à titre d'information la note parue dans Techn'eau et consacrée au sujet de l'eutrophisation (Anonyme, 1989).

9.2. RAPPEL DES FACTEURS FAVORISANT L'EUTROPHISATION

Le problème a été bien étudié, dans le cas des lacs (Stumm et Baccini, 1978). Le facteur limitant le développement du phytoplancton dans beaucoup de lacs, est l'apport en *phosphore* (ou phosphates). En effet, les concentrations en phosphates dans les eaux sont en général de l'ordre de quelques centièmes de mg/l, donc 1000 fois plus faibles que celles des nitrates et des bicarbonates. La population algaire varierait du reste en fonction des rapports N/P (nitrates/phosphates), en s'y adaptant en quelque sorte. Un taux de phosphore important favoriserait le développement de cyanophycées, dont certaines excrétions sont toxiques.

De fait, une étude dévolue à l'eutrophisation souligne que c'est l'apport anthropique en phosphore qui est bien le responsable, les eaux naturelles étant pauvres en P, "...moins de 0,01 mg/l dans les lacs oligotrophes" (Collectif, 1988, p. 42). Si l'on compare ces chiffres avec ceux recueillis en Normandie (Eberentz, 1987), on constate que les eaux de la nappe alluviale y excèdent largement cette valeur de 0,01 mg/l, les mesures étant souvent dix fois supérieures et atteignant 0,29 mg/l en ions PO_4^{3-}, soit 0,1 mg/l en P.

Niveau Trophique	P (mg/m³)	Chlorophylle a		Transparence	
		Moyenne (mg/m³)	Maxim. (mg/m³)	Moyenne (m)	Minimale (m)
Ultra-oligotrophie	4	1	2,5	12	6
Oligotrophie	4 - 10	1 - 2,5	2,5 - 8	12- 6	6 - 3
Mésotrophie	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrophie	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,55 - 0,7
Hyper- Eutrophie	100	25	75	1,5	0,7

Tabl. 13 - Classification des plans d'eau en fonction des paramètres d'eutrophisation (in Collectif, 1988).

En cas de ratio phosphore/azote trop élevé, le développement végétal est freiné au profit d'algues, les cyanophycées, qui ont la faculté de fixer l'azote atmosphérique (Collectif, 1988, p. 42). Or ces algues ont des effets néfastes, et l'on cherche à empêcher leur développement, précisément en gardant le rapport N/P à un niveau acceptable c'est-à-dire au-dessus de 10, y compris par un *apport* en nitrates.

9.3. DEGRÉS D'EUTROPHISATION CONSTATÉS

L'évolution paraît différente dans les gravières peu profondes d'une part, et dans les gravières profondes d'autre part.

9.3.1. Gravières peu profondes (< 7 m)

Les gravières de Normandie ont une profondeur faible, comprise entre 1,5 et 7 m selon les cas (Eberentz, 1987). En fonction des chiffres donnés tableau 13, elles se situent pour l'essentiel (60 % d'entre elles) à la *limite entre mésotrophie et eutrophie*, avec 20 % de mésotrophes et 20 % d'eutrophes. On notera que le critère de la chlorophylle *a* s'avère plus sévère que celui du phosphore, puisque la plupart des eaux ont moins de 35 µg/l de P (ou moins de 0,11 mg/l PO_4^{3-}), mais plus de 8 µg/l de chlorophylle *a*.

Un point important à souligner est que la durée de vie de la gravière n'est pas un facteur déterminant, même si les eaux les moins eutrophes se rencontrent plutôt dans les excavations relativement récentes (< 6 ans). La richesse en phosphore de la nappe en amont ne paraît pas non plus importante pour ce qui est de l'évolution des gravières, puisque deux d'entre elles sont alimentées par des eaux atteignant 200 µg/l et plus en PO_4^{3-}, et sont pourtant celles qui présentent le plus faible degré d'eutrophisation. Il s'agit probablement d'une simple coïncidence.

Par ailleurs, il faut souligner que ce caractère d'eutrophie (selon la classification utilisée) n'empêche nullement l'emploi des plans d'eau ou les activités récréatives comme pêche ou baignade (Eberentz, 1987).

9.3.2. Gravières profondes (35 m)

Dans deux gravières profondes en Alsace, les concentrations en chlorophylle a n'ont pas dépassé 8 µg/l, pour une moyenne de l'ordre de 3 µg/l (Rinck, 1987 p. 54), que ce soit en surface, à 7 m de profondeur, ou au fond. En ce qui concerne le phosphore, les valeurs moyennes ont été inférieures à 23 µg/l (soit <0,07 mg/l PO_4). Ces valeurs situent les gravières correspondantes à un stade de mésotrophie, ce qui constitue un stade d'évolution un peu moins avancé que pour les gravières de Normandie.

9.3.3. Eléments de comparaison

Les teneurs en phosphore et en chlorophylle a constatées dans les gravières de Normandie et d'Alsace, sont relativement modestes. A titre de comparaison, un lac mésotrophe de la côte landaise (Lacanau) a 6,7 µg/l de chlorophylle a en moyenne, et de 5 à 100 µg/l de phosphore (0,015 à 0,3 mg/l PO_4, Alamy et Moreau, 1991).

L'eutrophisation ne serait pas plus développée actuellement dans les gravières de Normandie et d'Alsace (de 5 à 100 ans d'âge), que dans certains lacs naturels.

9.3.4. Le rôle possible du calcaire

Les nappes alluviales de Normandie et d'Alsace sont caractérisées par une saturation par rapport à la calcite (présence de calcaire dans les alluvions), et des concentrations assez élevées (# 100 mg/l) en calcium. Or, le calcium est un inhibiteur du phosphore en solution, à cause de la précipitation possible de phosphate de calcium.
Les calculs de saturation faits sur les données d'Eberentz (1987) en Normandie, indiquent que même pour des concentrations en orthophosphates de 0,1 mg/l, il y aurait saturation de ces eaux par rapport à l'apatite hydroxylée (apatite-OH), qui est pourtant la plus soluble de toutes les apatites. En d'autres termes, il est vraisemblable que du phosphate de calcium tend à précipiter sous forme d'apatite, dont la composition chimique exacte reste à déterminer.

Les analyses chimiques de boues de fond de lac (Eberentz, 1987) ne montrent toutefois que des teneurs en orthophosphates de l'ordre de 0,2 mg/kg, ce qui ne permet pas de se prononcer sur la présence ou non de minéraux phosphatés. En tout état de cause, il est normal que les concentrations en phosphates dans les sédiments soient faibles, à cause du rapport phosphates/bicarbonates qui est de l'ordre de 1/3 000 dans les eaux. Cet ordre de grandeur doit se retrouver à peu près dans les sédiments, en cas de précipitation conjointe de carbonate de calcium (calcite) et de phosphate de calcium.

De ce qui précède, il découle que les eaux à faible concentration en calcium, donc à faible dureté, **sont celles qui seraient susceptibles d'avoir les plus fortes concentrations en orthophosphates**.

9.4. INFLUENCE POTENTIELLE DE L'EUTROPHISATION SUR LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

Rien n'indique pour l'instant que les plans d'eau artificiels évoluent très vite vers un stade eutrophe, même si certains auteurs considèrent l'eutrophisation comme inéluctable (Bieske und Partner, 1997). Au contraire, les progrès faits dans le cadre de l'assainissement, du traitement des eaux usées, de la lutte contre l'emploi des phosphates, laisse penser qu'à l'avenir les concentrations en phosphates devraient diminuer dans les cours d'eau et les nappes souterraines, ce qui devrait tendre à limiter l'eutrophisation.

9.4.1. L'impact sur la qualité des eaux de surface

Pour les eaux de rivière et les retenues, les conséquences néfastes de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau sont, outre le colmatage des filtres et les désagréments visuels (Anonyme, 1989) :

- la présence de cyanophycées, communiquant un mauvais goût à l'eau (cf. ann. 3) ;

- la désoxygénation entraînant la réduction (et la mise en solution) du fer et du manganèse.

9.4.2. Les conséquences possibles sur les nappes associées aux gravières

Un phénomène identique d'eutrophisation peut en principe se développer dans des lacs de gravières, même si les mesures ne suggèrent pas actuellement, en général, un stade d'eutrophie.

Cependant, il semble que les conséquences sur la qualité des eaux dans les nappes situées en aval hydraulique, devraient être relativement limitées. En effet, on a vu en annexe 5 que le phénomène de mise en solution du fer et du manganèse dans l'aquifère y existe déjà près des rives ("*effet de berge*"), en raison de la difficulté de réalimentation en oxygène (rôle d'écran des limons peu perméables de surface). De ce point de vue, que le lac soit eutrophe ou non, devrait peu importer.

Par ailleurs on ne sait pas si les produits du métabolisme des cyanophycées, sont stables dans un aquifère ; ils sont selon toute vraisemblance biodégradables, la question est de savoir à quelle vitesse. Nous n'avons par ailleurs pas trouvé de documentation sur le lien entre l'eutrophie de rivières ou les phénomènes de "fleurs d"eaux", et la qualité des eaux dans des champs captants. L'absence de littérature suggère que le problème ne se pose guère.

Remarque : on pourrait à cet égard se poser la question de la relation entre l'intensité du phénomène d'"effet de berge" dans les nappes alluviales, et le degré d'eutrophie des cours d'eau associés.

9.4.3. Les remèdes éventuels

Les remèdes aux difficultés induites par l'eutrophisation de retenues, existent. Bien que non dépourvues d'inconvénients, certaines méthodes (traitement au cuivre) sont souvent employées pour le traitement de l'eau (Saunier et Le Saout, 1985), car elles sont "immédiatement efficaces et peu coûteuses" (Anonyme, 1989). Elles ne sont toutefois pas considérées comme des remèdes à long terme. D'autres techniques existent, dont le traitement au sulfate d'alumine, au calcaire, au maërl ou à la chaux. Les trois derniers cas ont pour but de faire précipiter le phosphore, ils ne sont probablement justifiés que dans des eaux non calcaires et donc à tendance acide.

Quoiqu'il en soit, l'existence connue de remèdes techniques pour la qualité des eaux de surface est à retenir, s'il s'avérait que l'eutrophisation de lacs de gravières pose problème sur la qualité des eaux de nappe.

RÉFÉRENCES

Alamy Z., Moreau C.F. (1991) - La géoépuration en milieu dunaire - Un exemple d'application : la faisabilité de l'infiltration et le traitement tertiaire des effluents de la station touristique de Lacanau (Gironde). *Hydrogéologie*, 1991, n° 4, pp. 291-302.

Anonyme (1989) - L'eutrophisation : causes, conséquences, remèdes. *Techn'eau*, n° 11, pp. 2-10.

Arnould M., Rizzoli J.L. (1976) - Granulats alluvionnaires et eau des nappes alluviales. *Annales des Mines*, Décembre 1976, pp. 107-116.

Bieske und Partner (1997) - Wasserwirtschaftliche Beurteilung von Abgrabungen in Wasserschutenbebieten. Rapport pour le Beziersregierung Düsseldorf, 201 p.

Collectif (1988) - Plans d'eau. De l'autre côté du miroir. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Institut International de Gestion et de Génie de l'Environnement, ISBN 2.907347.09.8.

Eberentz P. (1987) - Impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 499 HNO, 214 p.

Gravost M., Sionneau J.M. (1988) - Interaction entre les carrières et les eaux souterraines et superficielles. Synthèse bibliographique. Rapport BRGM 87 SGN 391 PAC, 61 p.

Lerman A. (1978) - Lakes - Chemistry, Geology, Physics. Springer-Verlag, New-York, Heidelberg, Berkin, 363 p.

Rinck (1987) - Connaissance de l'impact qualitatif des gravières en eau sur les nappes souterraines. Rapport BRGM 87 SGN 199 ALS, 67 p.

Stumm W., Baccini P. (1978) - Man-Made Chemical Perturbation of Lakes. *In* Lerman A. (1978), pp. 97-132.

ANNEXE 10

La question de la mise à nu des nappes

La mise à nu de la nappe aquifère, par les travaux de découverture et par l'exploitation elle-même, est très souvent évoquée. La plupart des auteurs lui attribuent un rôle néfaste pour la qualité des eaux, en raison de l'ablation du sol ainsi que de la zone non saturée, et donc de leur caractère protecteur. Ainsi du Peyroux (1994) relève-t-il dans un rapport de l'Académie des Sciences de novembre 1991, "... *l'industrie extractive des matériaux n'est pas polluante en elle-même* mais les ballastières ou gravières, en mettant la nappe à nu par suppression de la couverture protectrice et filtrante que constituent la végétation, l'humus et les granulats, créent une zone de sensibilité privilégiée, particulièrement aux pollutions accidentelles ou malveillantes". Presque seuls Arnould et Rizzoli (1976) ont considéré la mise à jour de la nappe comme favorable, en raison de l'oxygénation induite dans les eaux.

Cependant, peu de justifications sont données en général. L'objet de ces lignes est d'apporter quelques éclaircissements, chiffrés si possible. En effet on peut faire remarquer que le sol, milieu riche en matières organiques et fréquemment argileux, est de ce point de vue comparable au fond, plus ou moins colmaté, des lacs de gravières ou de carrières. Et que l'aquifère a lui-même un rôle épurateur, peut-être moins prononcé que celui de la zone non saturée, mais qu'il est en revanche lui-même de bien plus grande extension.

10.1. L'ÉPURATION DE DIFFÉRENTS TYPES DE POLLUANTS

On dispose de chiffres empiriques mesurant le degré de cheminement de polluants divers, dans des milieux poreux.

10.1.1. Polluants organiques et pollutions bactériennes

Le pouvoir épurateur du sol et de la matrice des aquifères a été évalué de façon *empirique* par Rehse (1977) et par Rehse et Bolsenkötter (*in* Lallemand-Barrès et Roux, 1989). Les principaux chiffres sont donnés tableau 14 : ils concernent surtout une pollution de type bactériologique.

Les chiffres H ou L sont les épaisseurs ou les distances de circulation considérées comme nécessaires pour qu'une eau soit totalement épurée. Très grossièrement, il apparaît que pour une épuration considérée comme totale, le même type de formation (sable grossier ou sable fin, graviers par exemple) exige une distance horizontale six à huit fois plus grande dans l'aquifère, que verticalement dans la zone non saturée.

Description du matériau	*H (m)*	*i = 1/H*
Humus, 5-10 % humus, 5-10 % argile	1,2	0,8
Argile, limon argileux, sable très argileux	2,0	0,5
Silt argileux à silt	2,5	0,4
Silt, sable silteux, sable peu silteux et peu argileux	3,0-4,5	0,33-0,22
Sable fin à moyen	6	0,17
Sable moyen à grossier	10	0,1
Sable grossier	15	0,07
Gravier silteux riche en sable et argile	8	0,13
Gravier peu silteux, beaucoup de sable	12	0,08
Gravier fin à moyen riche en sable	25	0,04
Gravier moyen à grossier, peu de sable	35	0,03
Galets	50	0,02

H est l'épaisseur de la couche de sol nécessaire pour une épuration.
i représente l'index caractéristique associé à chaque type de terrain.

Description du matériau	*Vitesse effective*	*L (m)*
Gravier peu silteux, riche en sable	v<3 m/j	100
	3<v<20 m/j	150
	20<v<50 m/j	170
	v>50 m/j	200
Gravier fin à moyen, riche en sable	v<3 m/j	150
	3<v<20 m/j	200
	20<v<50 m/j	220
	v>50 m/j	250
Gravier moyen à grossier, peu sableux	v<3 m/j	200
	3<v<20 m/j	250
	20<v<50 m/j	270
	v>50 m/j	300
Graviers et galets	v<3 m/j	300
	3<v<20 m/j	340
	20<v<50 m/j	360
	v>50 m/j	400

L est la distance horizontale nécessaire pour une épuration.

Tabl. 14 - Pouvoir épurateur dans les sols et dans la zone non saturée (en haut), ainsi que dans l'aquifère, en bas. D'après Rehse (1977), in Detay, 1997.

Sur ces bases un sol, constitué d'un humus de 30 cm surmontant une zone d'argile et de limon de 50 cm, aurait un pouvoir épurateur comparable à 2 mètres d'un mélange de matières organiques et d'argile, puis 3-4 mètres de limon argileux. Or, les dépôts argileux et organiques des fonds de lacs, ne présentent pas des épaisseurs de cet ordre.

Toutefois, les distances doivent être mesurées horizontalement, car en milieu saturé les transferts horizontaux sont dominants. Aussi une couche de vase de 0,5 m, dans lequel les eaux circuleraient avec un angle de 5 degrés, devrait avoir théoriquement une capacité d'épuration semblable à celle du sol mentionné plus haut.

En se référant au tableau 14, on voit que ces valeurs ne sont pas suffisantes pour une épuration totale. Celle induite par le sol ne serait que de (0,30/1,2) + 0,50/2.0) = 0,5 donc 50 % seulement. Si l'on considère que le reste de l'épuration devrait être apportée par un milieu de graviers peu silteux, riches en sables (comme celui d'une couche exploitée), la distance horizontale devrait être de 150 x 50 % soit 75 mètres, pour une vitesse de circulation inférieure à 3 m/j.

Ces valeurs ne concernent toutefois qu'une pollution bactériologique. Elles ne sont pas en désaccord avec les mesures d'Eberentz (1987), qui a effectivement montré la présence de bactéries dans la nappe alluviale, à quelques mètres des bords de gravières.

10.1.2. Polluants cationiques

Ce sont ceux qui se trouvent en solution sous forme de cations ou d'ions positifs (Pb^{2+}, Cd^{2+}, etc.). Dans ce cas, il y a une forte attraction électrostatique par la matrice de l'aquifère, qui est chargée négativement car riche en atomes d'oxygène (O^{2-}) : ainsi les carbonates sont formés sur le radical CO_3, les silicates sur le radical SiO_4.

Cette forte attraction fait que les ions à comportement cationique sont très fortement retenus et sorbés, et migrent très peu. Par exemple lors de l'accident de Tchernobyl, une distance de 2 à 5 m a été suffisante dans la nappe alluviale de la rivière Glatt, pour fixer complètement la pollution en césium radioactif, $^{134}Cs^{+}$ et $^{137}Cs^{+}$ (von Gunten *et al.*, 1987). Un tel comportement sorbant des ions positifs est classique, et de multiples exemples peuvent être donnés.

10.1.3. Polluants anioniques

Les polluants anioniques (ions négatifs) ont un comportement inverse, c'est-à-dire que leur charge négative les fait en quelque sorte *repousser* par la matrice des aquifères. S'ils ont quelque affinité pour les matières organiques, en solution ils migrent pratiquement comme l'eau, sous forme complexée.

Dans l'exemple cité plus haut de la rivière Glatt, les isotopes radioactifs de l'iode (dont $^{131}I^-$) et à moindre titre du ruthénium (sous forme probable de ruthénate $^{103}RuO_4^{2-}$) n'ont absolument pas été arrêtés par un trajet de 2 à 5 mètres dans l'aquifère, à la différence des ions positifs comme ceux du césium.

10.2. LES POLLUTIONS CONCERNÉES

Deux aspects doivent être distingués, l'un hydrodynamique, l'autre chimique.

10.2.1. L'aspect hydrodynamique

Dans la zone non saturée (ZNS) au-dessus des nappes aquifères, les vitesses de circulation sont beaucoup plus faibles que dans la nappe elle-même, surtout en régime influencé par pompage. L'ablation de cette ZNS peut donc *accélérer* la propagation des substances dissoutes.

S'il s'agit d'une pollution accidentelle, donc soudaine, une telle accélération peut prendre de vitesse les mesures de remédiation qui pourraient être mises en oeuvres. Mais s'il s'agit d'une pollution chronique, comme les retombées atmosphériques de sulfatées ou les pollutions diffuses par les nitrates ou les pesticides, le fait est de peu d'importance.

On retiendra donc que la mise à nu de la nappe risque d'être dommageable surtout en cas de pollution *accidentelle.*

10.2.2. L'aspect chimique

L'aspect chimique est également important : on a vu que les composés cationiques sont très vite sorbés et fixés. Les contaminations susceptibles d'être favorisées par la mise à nu de la nappe, sont donc celles qui mettent en jeu des polluants organiques, bactériens, ou anioniques.

10.2.3. Discussion

Dans l'absolu, l'ablation des terrains de couverture constitués par le sol et par la zone non saturée, devrait favoriser surtout la propagation de pollutions *accidentelles,* portant sur des produits :

- organiques (essence, fuel) ; exemple : renversement d'un camion de carburant, etc. ;
- microbiologiques, dans le cas de milieu karstiques ; exemple : déjections d'animaux entraînés par des pluies d'orage (Turquie : Ekmekçi, 1993) ;
- à comportement anionique : chromates, arsénates ou arsénites, etc.

Ce serait surtout vrai pour des milieux géologiques à circulation rapide, comme les calcaires karstiques, les graviers très perméables. Un point non résolu est de savoir si la zone à "effet de berge", lorsqu'elle existe, est susceptible de réduire chimiquement et donc de détruire certains polluants, comme elle le fait pour les nitrates.

Cependant, les périmètres de protection mis en place autour des captages de production d'eau potable, correspondent à un trajet des eaux de l'ordre de 50 jours. Il y a donc largement le temps pour une intervention, par interposition d'un piège hydraulique (forage avec pompage). Par ailleurs au niveau des plans d'eau eux-mêmes, on se souviendra qu'il est plus facile de pomper des eaux souillées, que d'excaver des terres ou surtout des roches souillées (cas d'hydrocarbures par exemple).

Pour les pollutions *diffuses* ou les *retombées atmosphériques industrielles*, la mise à nu du plan d'eau ne devrait rien changer, surtout pour les retombées de poussières ou d'éléments à comportement *cationique*. Là encore, la perméabilité du milieu et la vitesse de circulation doivent être pris en compte.

Enfin dans la pratique, il est certain que la présence de certains des polluants potentiels évoqués plus haut, n'est pas compatible avec l'activité normale d'une activité extractive, et qu'il ne s'agit pas de risques susceptibles d'intervenir pendant l'exploitation normale des installations.

10.3. CONCLUSION

Les chiffres donnés par Rehse (1977) confirment, mais en partie seulement, l'opinion selon laquelle la mise à nu de la nappe, la rend plus sensible aux pollutions.

C'est surtout vrai pour les substances à comportement *anionique* (chargées de façon négative), et autodégradables (éléments radioactifs) ou biodégradables (certains pesticides). En effet dans la zone non saturée, où le cheminement des eaux est relativement lent, ces substances ont le temps de se dégrader. Si elles atteignent directement la nappe, elles y migrent beaucoup plus rapidement. Ce pourrait être le cas de chromates, arséniates, composés liés à des pollutions accidentelles mais non à l'activité normale d'industries extractives.

Dans le cas éventuel des *pollutions bactériennes*, les chiffres données par Rehse (1987) suggèrent que le fond colmaté des lacs doit jouer un rôle certain dans l'épuration naturelle, et que les distances affectées par les pollutions devraient être relativement faibles, de l'ordre de quelques dizaines de mètres. Il se pourrait donc qu'elles soient à peu près comparables aux distances sur lesquelles se manifeste "l'effet de berge.

Enfin pour les composés *cationiques* (ions positifs), ce qui est le cas de beaucoup de métaux comme Pb, Cd, Hg, Ni..., la mise à nu de la nappe ne devrait pas avoir beaucoup

d'incidence, leur fixation dans la matrice de l'aquifère étant en principe extrêmement rapide (hors cas de complexation sous forme organique, s'entend).

C'est sans doute pour ces motifs que du Peyroux (1994) a pu rapporter que pour l'année 1993, et selon les statistiques sur les accidents en France établies par le ministère de l'Environnement, "... les industries extractives, y compris toute l'indutrie minière et les carrières autres que les granulats, ont été à l'origine de *0 % des pollutions des eaux souterraines*".

RÉFÉRENCES

Detay M. (1997) - La gestion active des aquifères. Masson éd., Paris, 416 p.

Gunten H. von, Waber U.E., Kraehenbuehl U. (1987) - The reactor accident at Chernobyl: a possibility to test colloïd-controlled transport of radionuclides in a shallow aquifer. Journ. of Contam. Hydrology, vol.2, pp.237-247.

Ekmekçi M. (1993) - Impact of quarries on karst groundwater systems. Hydrogeological Processes in Karst Terranes, Antalya, Oct. 1990 ; IAHS Publ. n° 207, pp. 3-6.

Lallemand-Barrès A., Roux J.C. (1989) - Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Manuels et Méthodes, BRGM, n° 19, 221 p.

Peyroux B. (du) (1994) - Pollution de l'eau et carrières : mythes et réalités. *Mines et Carrières - Industrie Minérale*, octobre 1994, pp. 38-41.

Rehse W. (1977) - Elimination und Abbau von Organisches Fremstoffen, Pathogen Keimen und Viren in Lockergestein, *in* Z. dt geol. Ges., vol. 128, pp. 319-329.

Table des matières

Introduction 7

1. Les exploitations au-dessous du niveau hydrostatique 11

1.1. Les exploitations de matériaux calcaires et sans sulfures 11

1.1.1. Les roches meubles : gravières, ballastières 11
1.1.2. Les roches massives 17

1.2. Les matériaux non calcaires et sans sulfures 19

1.2.1. La chimie des plans d'eau 20
1.2.2. La qualité des nappes aquifères en aval hydraulique des plans d'eau 20
1.2.3. Conclusion 21

1.3. Les matériaux sans calcaire et contenant des sulfures 21

1.3.1. La chimie des plans d'eau et les modifications apportées à la composition initiale des nappes aquifères 21
1.3.2. La qualité des nappes ou circulations aquifères en aval hydraulique des plans d'eau 22
1.3.3. Les traitements 22

1.4. Les matériaux calcaires avec sulfures 23

1.4.1. La chimie des plans d'eau et les modifications apportées à la composition initiale des nappes aquifères 23
1.4.2. La qualité des nappes ou circulations aquifères en aval hydraulique des plans d'eau 23

2. Les exploitations au-dessus du niveau hydrostatique 25

2.1. L'influence de la production de fines sur la qualité des eaux souterraines 25

2.1.1. Les principaux mécanismes d'acquisition de la chimie des eaux souterraines 25
2.1.2. La vitesse d'acquisition de la chimie des nappes phréatiques 26
2.1.3. Conclusion 26

2.2. L'influence des eaux de lavage 27

2.2.1. La qualité de l'eau des bassins 27
2.2.2. L'influence sur la qualité de la nappe sous-jacente 27

3. Le cas des karsts 29

3.1. Le problème des fines 29

3.2. Le risque bactérien 29

3.3. L'intérêt de traçages préalables 29

4. Discussion et synthèse 31

4.1. Les roches perméables 31

4.1.1. Les exploitations sous le niveau piézométrique 31
4.1.2. Le cas des exploitations au-dessus du niveau piézométrique 32

4.2. Les roches imperméables fracturées 32

4.3. Les zones à risques : recherche des sulfures 33

4.3.1. Méthodes indirectes 33
4.3.2. Méthodes directes 33

4.4. Les paramètres physico-chimiques de contrôle 34

4.4.1. Les paramètres concernant le rejet dans le milieu naturel 34
4.4.2. Les paramètres de contrôle des plans d'eau en vue de la protection des nappes souterraines associées 35

Conclusions et recommandations 37

Références 39

Annexe 1 - Bref historique des recherches à propos de l'impact des activités extractives sur la qualité des eaux souterraines 41

1.1. La situation en France 41

1.2. La situation à l'étranger 42

1.2.1. Matériaux alluvionnaires 42
1.2.2. Matériaux calcaires en milieu karstique 43

Références 44

Annexe 2 - Rappels sur le comportement chimique des plans d'eau naturels (lacs, étangs) 47

2.1. Les principaux facteurs gouvernant la chimie des plans d'eau 47

2.2. Influence de l'évaporation 47

2.3. Influence de la photosynthèse 48

2.4. Influence de la destruction des matières organiques 48

2.4.1. Destruction aérobie 48
2.4.2. Destruction anaérobie 48
2.4.3. Les paramètres physico-chimiques concernés par la photosynthèse et la dégradation des matières organiques 50

2.5. Influence des variations de température 52

2.6. La stratification des eaux 53

2.6.1. L'existence d'une stratification thermique et chimique 53
2.6.2. Caractéristiques chimiques des eaux profondes et des eaux de surface pour les eaux stratifiées 53
2.6.3. Bilan 54

2.7. Le cas des lacs non stratifiés 54

2.7.1. Lacs naturels 54
2.7.2. Lacs artificiels (étangs) 57
2.7.3. Conclusion 57

Références 58

Annexe 3 - Caractères chimiques des eaux dans les gravières ou ballastières 61

3.1. Paramètres typiques d'eaux de surface 61

3.2. Paramètres ubiquistes 64

3.3. Paramètres liés aux eaux de profondeur 64

3.3.1. Résidus organiques 65
3.3.2. Formes de certains éléments solubles en milieu réducteur 65

3.4. Les variations saisonnières 65

3.5. Conclusion 66

Références 67

Annexe 4 - L'influence des cours d'eau sur la chimie des eaux dans les nappes aquifères alluviales 69

4.1. Variabilité de la chimie des nappes alluviales 69

4.1.1. Les paramètres impliqués 71
4.1.2. Interprétation 71

4.2. Extension horizontale des fluctuations chimiques observées 73

4.2.1. L'effet de berge 73
4.2.2. L'effet de vase 73
4.2.3. Discussion 74
4.2.4. Le cas particulier du milieu karstique 74
4.2.5. Conclusion 75

Références 76

Annexe 5 - Modifications de la chimie des nappes souterraines en aval de gravières 77

5.1. L'aspect qualitatif - les paramètres modifiés 77

5.1.1. Les mesures 77
5.1.2. Interprétation 78

5.2. Discussion - Comparaison avec les perturbations induites par les plans d'eau naturels 81

5.3. L'aspect quantitatif : l'extension des perturbations chimiques 81

5.3.1. Difficultés liées à l'hétérogénéité des aquifères alluviaux 81
5.3.2. Les observations 82
5.3.3. L'utilité d'une modélisation 83

5.4. Conclusion 83

Références 84

Annexe 6 - L'aval de carrières en milieu non calcaire et sans sulfures 87

6.1. La composition chimique des eaux de carrières ou sablières 87

6.1.1. Les eaux de la carrière granitique de Clergérel (Questembert, Morbihan, Bretagne) 87
6.1.2. Les eaux en contexte sableux 88

6.2. L'évolution potentielle des eaux lors de l'infiltration dans un massif rocheux 89

6.2.1. Rappels sur "l'effet de berge" 89
6.2.2. L'évolution d'eaux dans un leucogranite 89

6.3. Remarque sur une possible eutrophisation des lacs et sur les effets induits 91

6.4. Conclusion 91

Références 92

Annexe 7 - L'aval de carrières en milieu à sulfures et non calcaire 93

7.1. Les mécanismes de base 94

7.1.1. Les éléments majeurs 94
7.1.2. Les éléments en traces 95

7.2. Les occurrences 95

7.2.1. Les terrains concernés 96
7.2.2. La stratification chimique dans les fosses profondes 98

7.3. Les perturbations apportées à la nappe et leur extension 99

7.3.1. Aquifère à forte perméabilité 99
7.3.2. Aquifères fissurés 99

7.4. Des exemples naturels 100

7.5. Conclusion 101

Références 104

Annexe 8 - L'aval de carrières en milieu calcaire à sulfures 105

8.1. L'exemple d'eaux d'exhaure 105

8.2. Eaux infiltrées dans un aquifère calcaire 105

8.3. Discussion 107

8.4. Conclusion 107

Références 109

Annexe 9 - Le comportement à long terme des plans d'eau - la question de l'eutrophisation 111

9.1. Une définition de l'eutrophisation 111

9.2. Rappel des facteurs favorisant l'eutrophisation 112

9.3. Degrés d'eutrophisation constatés 112

9.3.1. Gravières peu profondes (< 7 m) 113
9.3.2. Gravières profondes (35 m) 113
9.3.3. Eléments de comparaison 113
9.3.4. Le rôle possible du calcaire 114

9.4. Influence potentielle de l'eutrophisation sur la qualité des eaux souterraines 114

9.4.1. L'impact sur la qualité des eaux de surface 114
9.4.2. Les conséquences possibles sur les nappes associées aux gravières 115
9.4.3. Les remèdes éventuels 115

Références 116

Annexe 10 - La question de la mise à nu des nappes 117

10.1. L'épuration de différents types de polluants 117

10.1.1. Polluants organiques et pollutions bactériennes 117
10.1.2. Polluants cationiques 119
10.1.3. Polluants anioniques 119

10.2. Les pollutions concernées 120

10.2.1. L'aspect hydrodynamique. 120
10.2.2. L'aspect chimique 120
10.2.3. Discussion 120

10.3. Conclusion 121

Références 122

Liste des figures

Fig. 1 - Evolution schématique des divers composés dissous, au cours du passage à travers la berge, d'après M. Detay (1997) 13

Fig. 2 - Modélisation possible d'une perturbation chimique ("effet de berge") en aval d'un lac de gravière 16

Fig. 3 - Valeurs approximatives du potentiel redox auxquelles se produisent diverses réactions 49

Fig. 4 - Schéma de quelques relations entre niveau des cours d'eau et niveau piézométrique des alluvions adjacentes 70

Fig. 5 - Altération de la qualité des eaux souterraines par le fer et le manganèse en nappe alluviale et en bordure de gravière 72

Fig. 6 - Modèles conceptuels du cycle de l'azote dans le cas de plans d'eau et dans celui de nappes alluviales 79

Fig. 7 - Schéma de drainage acide sur un site de carrière 93

Fig. 8 - Invasion d'un aquifère d'alluvions pyriteuses à partir d'eaux de surface, sous couverture étanche 97

Fig. 9 - Exemple de stratification chimique d'un lac, dans une ancienne exploitation de sulfures à cuivre 98

Fig. 10 - Exploitations en fosse et exploitations à flanc de côteau 102

Liste des tableaux

Tabl. 1 - Ordre de grandeur de la solubilité des principaux minéraux influençant la composition chimique des eaux dans les nappes phréatiques 26

Tabl. 2 - Dose de saturation des eaux (en mg/l O_2) par rapport à l'oxygène atmosphérique 52

Tabl. 3 - Paramètres physico-chimiques des lacs naturels étant sous l'influence de l'ensoleillement et de l'augmentation saisonnière de température 55

Tabl. 4 - Essai de classement des paramètres physico-chimiques et de leur classification 56

Tabl. 5 - Paramètres dont les variations par rapport à la nappe ont été constatées dans des lacs de gravières 62

Tabl. 6 - Modifications constatées dans les plans d'eau artificiels, qui ne sont spécifiques ni des horizons de surface, ni des horizons profonds 63

Tabl. 7 - Variations dans les plans d'eau artificiels, de paramètres physico-chimiques caractérisant les couches les plus profondes 63

Tabl. 8 - Modifications chimiques des nappes aquifères constatées en aval de carrières ou gravières, et en bord de rivières (berges et champs captants) 80

Tabl. 9 - Composition de l'eau de la carrière de Clergérel (Morbihan) en milieu granitique 88

Tabl. 10 - Comparaison entre une eau de surface et une eau infiltrée en profondeur en milieu granitique 90

Tabl. 11 - Evolution de la composition d'eau, au cours de l'infiltration dans un aquifère calcareux et contenant de la pyrite 106

Tabl. 12 - Convergence de composition chimique d'eaux diverses, en milieux à sulfures oxydés et à calcaire 108

Tabl. 13 - Classification des plans d'eau en fonction des paramètres d'eutrophisation . 112

Tabl. 14 - Pouvoir épurateur dans les sols et dans la zone non saturée ainsi que dans l'aquifère 118

BRGM
Service Reprographie
Impression et façonnage

BRGM
DIRECTION DE LA RECHERCHE
Département Laboratoire Géochimie et Hydrogéologie
BP 6009 - 45060 ORLEANS Cedex 2 - France - Tél. : 33 (02) 38.64.34.34