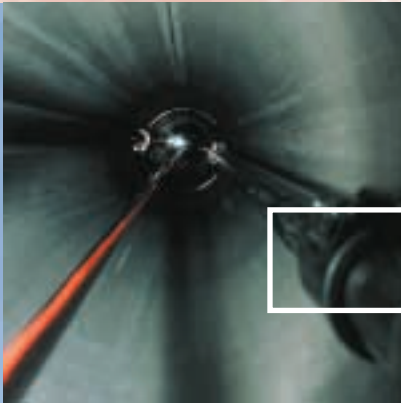


Recherche sur les eaux souterraines pour la pratique



3

Eaux souterraines, partie intégrante du cycle de l'eau



9

Les sources:
un milieu oublié

De la tour d'ivoire à la tour de verre

32



Recherche sur les eaux souterraines pour la pratique

2 Editorial

Article thématique

3 Eaux souterraines, partie intégrante du cycle de l'eau

Recherches actuelles

6 Les eaux souterraines – un milieu obscur

9 Les sources: un milieu oublié

12 Les voyages intertemporels des eaux souterraines

15 Les processus biogéochimiques qui font la qualité des eaux souterraines

18 Eaux souterraines arsenicales: une catastrophe pour le Bangladesh

21 Les espions chimiques du sous-sol

23 Micropollution des eaux souterraines: les limites de la biodégradation

26 Délimitation des aires d'alimentation autour des captages d'eau souterraine

29 Filtration membranaire: solution d'avenir pour la potabilisation des eaux karstiques

Forum

32 De la tour d'ivoire à la tour de verre

Notes

25 «Swiss Transdisciplinary Award»

33 Publications et livres

36 Divers

Editeur Distribution et ©: EAWAG, Case postale 611, CH-8600 Dübendorf
Tél. +41-1-823 55 11
Fax +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Rédaction Anja Pauling, EAWAG

Traductions Henri Chappuis, Neuchâtel

Copyright Reproduction autorisée avec mention expresse des sources et envoi de deux justificatifs à la rédaction

Parution 3x par année en français, allemand et anglais

Crédit photographique Markus Hofer, Jens Zöllhöfer, Fabian Scheifele

Maquette inform, 8005 Zürich

Graphisme Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Impression sur papier recyclé

Abonnements et changements d'adresse Les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! Le bulletin d'inscription se trouve au milieu de ce numéro.

Editorial



Ueli Bundi
Vice-directeur de l'EAWAG

Sans les eaux souterraines, le cycle de l'eau n'existerait pas. C'est dire leur rôle essentiel, tant pour l'humain que la nature. Elles fournissent une eau potable d'excellente qualité, se renouvellent par l'infiltration des eaux pluviales et des eaux fluviales et se prêtent à une utilisation continue. En Suisse, leur qualité est en général très bonne. Les couvertures pédologiques les protègent des pollutions graves. Des mesures préventives appropriées permettent aussi de les préserver des micropollutions lentes.

Les eaux souterraines forment un milieu mal connu, mais unique. Au fil de l'évolution, les systèmes poreux ont été colonisés par des organismes d'origine fluviolacustre ou pélagique. Pour y survivre, ceux-ci se sont peu à peu adaptés, tant au niveau physiologique que physique. A la frontière entre sous-sol et surface, les sources ont de tout temps exercé un vif attrait sur l'esprit humain. Elles offrent un habitat tranquille et équilibré à plusieurs biocénoses provenant aussi bien des eaux souterraines que des eaux de surface. Or, certains organismes fonticoles sont très sensibles aux perturbations anthropiques. Malheureusement, le Plateau suisse ne compte plus guère de sources préservées à l'état naturel. N'oublions pas qu'il faut des années pour revitaliser une source appauvrie.

En général, les eaux souterraines séjournent très longtemps dans le sous-sol, de sorte que l'impact d'une erreur environnementale peut mettre beaucoup de temps à se manifester. A cet égard, les exemples sont légion. La surexploitation et la pollution des eaux souterraines engendrent souvent des déséquilibres écologiques pratiquement irréversibles. Pour assurer l'approvisionnement en eau potable, il faut alors prendre des mesures compensatoires qui

exigent, tant sur le plan technique que financier, des moyens considérables que tout le monde n'a pas, du moins pas à long terme. Voire: une fois concrétisées, ces mesures ne suffisent pas à rétablir la biodiversité, tant s'en faut!

Pour gérer les eaux souterraines de manière prévoyante et durable, il faut connaître les processus déterminant leur qualité et leur régime. Il faut aussi disposer des instruments adéquats, tant au niveau juridique, technique et économique qu'au niveau de l'aménagement du territoire. L'EAWAG s'engage dans ce sens par le biais de la recherche, du conseil et de l'enseignement. Lors de sa journée d'information en automne 1999, l'EAWAG a présenté le résultat de ses activités dans le domaine des eaux souterraines. Conformément à sa mission, l'EAWAG se situe à l'interface entre science, pratique et société. Son objectif est double: d'une part, contribuer à l'amélioration constante des solutions techniques appliquées à l'utilisation de l'eau et, d'autre part, veiller à ce que ces développements soient conciliables avec les intérêts écologiques, économiques et sociaux liés à l'eau.

La journée d'information annuelle de l'EAWAG sert en quelque sorte à démontrer cette intention ambitieuse. Et pour qu'elle ne reste pas lettre morte, vous trouverez dans le présent numéro le compte rendu des exposés présentés à cette occasion. Personnellement, j'ai été impressionné par la qualité et la motivation des orateurs, pour la plupart assez jeunes. J'espère que vous aussi, chères lectrices, chers lecteurs, y trouverez de quoi enrichir vos connaissances.



Eaux souterraines, partie intégrante du cycle de l'eau

En Suisse, les eaux souterraines jouent un rôle capital, tant du point de vue de l'approvisionnement en eau potable que du cycle de l'eau. Les mesures de protection initialement mises en place pour préserver ce réservoir d'eau potable ont permis de maîtriser les problèmes environnementaux classiques. Il fallut cependant, pour remédier au problème des polluants difficilement dégradables, compléter ces mesures en y ajoutant le principe de l'aire d'alimentation. Si l'on compare la consommation d'eau potable et le renouvellement des eaux souterraines en Suisse, on constate que chez nous non plus, l'eau potable n'est pas surabondante. C'est pourquoi une exploitation durable des eaux souterraines requiert une gestion moderne des ressources naturelles.

Quatre cinquièmes de l'eau potable sont fournis en Suisse par le sous-sol (captage des eaux souterraines et captage des eaux de source). De ces quatre cinquièmes 48% sont utilisés sans traitement et 41% après une seule étape de traitement (désinfection par UV ou par chloration). Ceci est avant tout favorable aux petits distributeurs d'eau dont la plupart n'auraient ni le savoir-faire ni les moyens pour exploiter de coûteuses installations. Seul un dixième environ de l'eau potable provenant du sous-sol nécessite un traitement à plusieurs étapes pour répondre aux critères de qualité élevés. C'est en particulier le cas des eaux karstiques ou des eaux de milieu anaérobie.

Renouvellement naturel des eaux souterraines

On a longtemps considéré les eaux souterraines comme un réservoir confiné, isolé à sa surface et en profondeur. Il fallut qu'elles soient victimes de pollutions anthropiques pour que leurs interactions avec les eaux de surface soient reconnues; elles sont aujourd'hui considérées comme partie intégrante du cycle de l'eau (fig. 1).

Les eaux souterraines se renouvellent essentiellement par l'infiltration des eaux de pluie et des eaux fluviales. C'est dans la zone intermédiaire d'infiltration que de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques ont lieu; ceux-ci déterminent essentiellement la composition des eaux souterraines. Telle qu'elle a été mise en

place en Suisse, la protection des eaux souterraines tient compte de ces processus et notamment celui de l'auto-épuration des eaux durant l'infiltration.

Renouvellement en présence et en absence d'oxygène

Au cours de l'infiltration, les eaux de pluie traversent d'abord la zone non saturée du

sol où les microorganismes dégradent la matière organique par oxydation avec l'air (respiration aérobie). L'acide carbonique qui en résulte dissout le calcaire environnant, ce qui confère une certaine dureté aux eaux souterraines (cf. article de J. Zobrist, p. 15 sqq). Grâce aux échanges avec l'atmosphère, la concentration d'oxygène demeure généralement suffisante dans cette zone

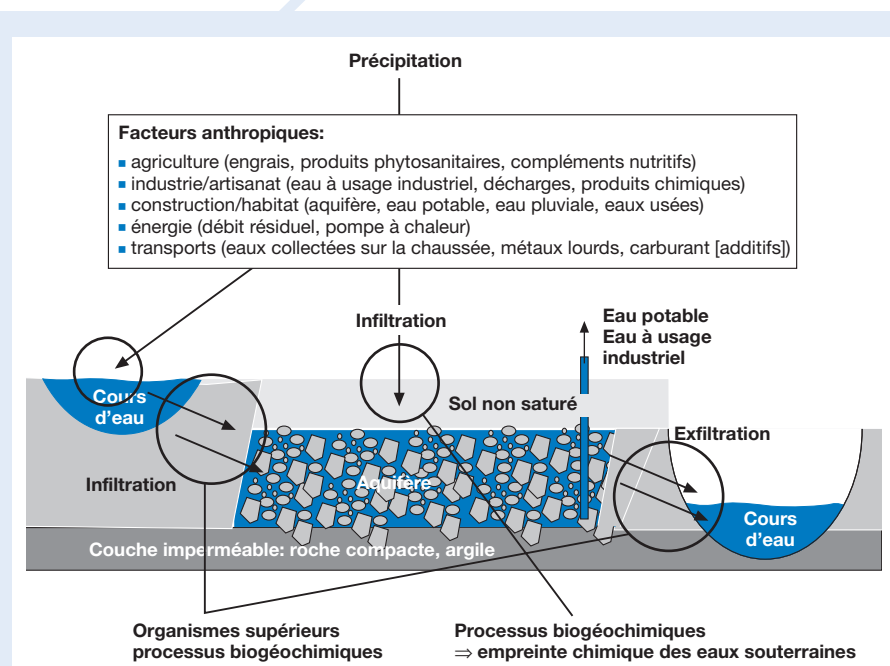


Fig. 1
Eaux souterraines, partie intégrante du cycle de l'eau. Processus de renouvellement naturels et influences anthropiques.

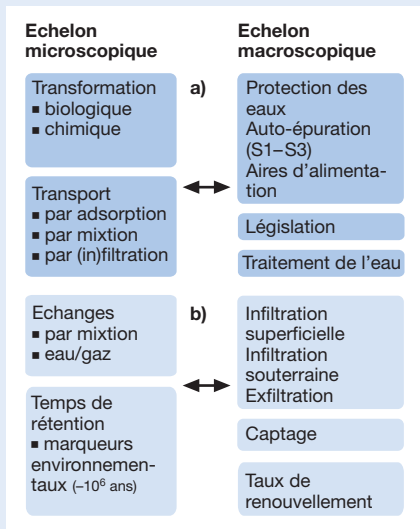


Fig. 2
Aspects a) qualitatifs et b) quantitatifs des eaux souterraines. Il faut d'abord comprendre les phénomènes physiques, chimiques et biologiques au niveau microscopique avant de pouvoir décrire le macrosystème qui relie les eaux souterraines et l'eau potable.

de percolation. Ainsi en Suisse, on parle généralement de renouvellement en conditions aérobies.

La zone intermédiaire entre les eaux fluviales et les eaux souterraines est colonisée d'une multitude de petits organismes dont l'espace vital est essentiellement délimité par la présence de nutriments dissous (cf. article de T. Gonser, p. 6 sqq). En effet les processus biogéochimiques qui ont lieu ici dépendent de la concentration et de la disponibilité des nutriments. On observe une situation analogue dans la zone d'exfiltration, quand les eaux souterraines alimentent un cours d'eau.

Les eaux fluviales s'infiltrent en général sans contact direct avec l'air atmosphérique. Lorsque la teneur en ammonium ou en matière organique dissoute est élevée, l'oxygène est entièrement consommé. Se succèdent alors diverses réactions d'oxydo-réduction dans un ordre défini (séquence redox, cf. article de J. Zobrist, p.15). On parle dans ce cas de renouvellement en conditions anaérobies.

Protection des eaux souterraines

Dans les régions densément peuplées comme la Suisse, les activités humaines affectent le renouvellement naturel des eaux souterraines (fig. 1). Des substances indésirables provenant de l'agriculture, de l'industrie et de l'artisanat, de la construction, de la production d'énergie ainsi que des transports peuvent parvenir dans les eaux souterraines. Tandis que d'une part les substances comme engrais, pesticides, lixiviats de décharge, eaux pluviales écoulement des rues traversent le sous-sol non saturé, les eaux usées, d'autre part, sont collectées

par les cours d'eau avant d'être infiltrées. De plus, des accidents, tels que fuites de canalisations peuvent directement souiller les eaux souterraines.

Afin de réduire au maximum l'impact des activités humaines sur les eaux souterraines, la Suisse a mis en place un catalogue complet de mesures protectrices. D'une part à proximité immédiate, mais aussi dans un certain rayon autour des captages, le recours aux engrais et aux pesticides ainsi que le transbordement de produits chimiques sont strictement limités, sinon interdits. Ces mesures visent à préserver le pouvoir d'auto-épuration du sous-sol. Par exemple la zone de protection 2 doit être délimitée de manière à ce que l'eau mette au moins 10 jours avant d'arriver au point de captage. Ce laps de temps suffit en général pour éliminer les germes et dégrader les substances organiques. Si toutefois les mesures en amont ne suffisent pas pour préserver la qualité de l'eau potable, on procédera au traitement en aval. Toute une série de procédés techniques existent à cet effet. Ainsi la Suisse assure la sécurité de son approvisionnement en eau potable sur trois piliers (fig. 2a):

- protection des eaux souterraines;
- auto-épuration du sous-sol;
- traitement de l'eau.

A la base de ces considérations macroscopiques on trouve des processus microscopiques qu'il s'agit d'étudier de façon approfondie pour mieux prévoir le comportement de substances indésirables dans le sous-sol (cf. articles de S. Hug, p. 19 sqq, J.R. van der Meer, p. 24 sqq, S. Haderlein, p. 21 sqq).

Les zones de protections prévues initialement ont fait leurs preuves en ce qui concerne les problèmes classiques d'hygiène ou de pollutions organiques biodégradables (p. ex. huiles minérales). Par contre dans le cas de substances chimiques persistantes, telles que pesticides, solvants chlorés, ces mesures se sont avérées insuffisantes. Pour compléter les mesures existantes, le principe de l'aire

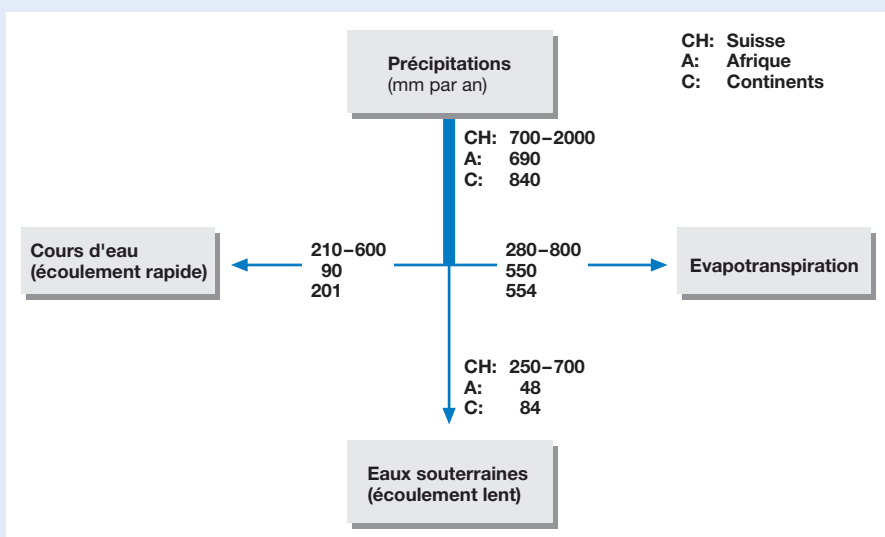


Fig. 3
Taux de renouvellement moyen des eaux souterraines en Suisse, en Afrique et sur l'ensemble des continents en comparaison avec l'écoulement rapide et l'évapotranspiration. L'apport des précipitations dans les eaux souterraines est très élevé en Suisse.

d'alimentation fut introduit dans la nouvelle ordonnance sur la protection des eaux. L'aire d'alimentation comprend 90% de la surface délimitée par le rayon de captage d'un puit. (cf article de E. Hoehn, p. 27 sqq). Pour permettre l'application de ce principe il faudra développer les outils adéquats durant ces prochaines années.

Vers une exploitation durable des eaux souterraines

Les réserves d'eaux souterraines utilisables dépendent essentiellement de l'infiltration des eaux pluviales et des eaux fluviales ainsi que de l'exfiltration (fig. 2b). Ces mécanismes macroscopiques peuvent être décrits comme un ensemble de réactions microscopiques. A petite échelle on trouve des phénomènes d'échange, tels que mixtion, échange eau/gaz, etc. qui sont analysés à l'aide de traceurs environnementaux

EAWAG



Parade des pluviomètres.

(cf. article de R. Kipfer, p. 12 sqq). Ces derniers permettent par exemple de déterminer l'âge des eaux souterraines qui peut varier de quelques années à des millions d'années. Ces indications permettent ensuite de déduire le taux de renouvellement et de calculer sur cette base la quantité d'eau souterraine qu'on peut prélever sans compromettre l'exploitation des eaux souterraines à long terme. Les méthodes de ce genre sont indispensables à une gestion moderne des eaux souterraines. Elles sont toutefois encore trop peu utilisées en pratique.

Souvent désignée comme château d'eau de l'Europe, la Suisse doit néanmoins ménager ses ressources d'eaux souterraines. Les précipitations enregistrées en Suisse se répartissent à raison de 30% pour l'écoulement rapide en surface, de 40% pour l'évapotranspiration végétale et de 30% pour l'écoulement lent par les aquifères (fig. 3). En comparaison internationale, le pourcentage des précipitations parvenant dans les eaux souterraines est très élevé en Suisse. La valeur analogue pour l'Afrique est de 7% et d'environ 10% pour l'ensemble des continents.

Selon les saisons et les conditions météorologiques, entre 250 et 700 millimètres de précipitations s'infiltrent dans le sous-sol suisse (en comparaison l'Afrique compte 50 millimètres et l'ensemble des continents 84 millimètres). La consommation d'eau potable atteint 125 millimètres sur le Plateau suisse pour une densité de 500 habitants

par kilomètre carré et une consommation moyenne de 250 mètres cube par personne et par an (y compris l'industrie, l'artisanat et les services). Contrairement à une opinion largement répandue selon laquelle l'eau potable est surabondante en Suisse, la consommation dans les zones à forte densité atteint un ordre de grandeur comparable à la colonne d'eau des précipitations. Dans les zones à fortes densité connaissant un taux de renouvellement plus faible des eaux souterraines, il faut s'attendre à une surexploitation des ressources.

Pour garantir une utilisation durable et fiable de ces précieuses ressources souterraines, il faut dorénavant généraliser l'utilisation des méthodes modernes d'évaluation. Les articles qui suivent présentent l'état des lieux dans ce domaine.



IVB, Bâle

Quatre cinquièmes de l'eau potable sont fournis en Suisse par le sous-sol (captage des eaux souterraines et captage des eaux de source). Souvent désignée comme château d'eau de l'Europe, la Suisse doit néanmoins ménager ses ressources d'eaux souterraines.



Urs von Gunten a obtenu son doctorat en 1989 à l'EPFZ, après des études de chimie. Il a ensuite poursuivi des études post-graduate en biogéochimie à l'EAWAG et travaille depuis 1992 dans le domaine de la production d'eau potable (procédés d'oxydation et de désinfection). Depuis 1995, il dirige un groupe de recherche dans ce domaine. Depuis 1998, il dirige la division Chimie et depuis 2000 la nouvelle division «Ressources d'eau et eau potable», dont il assume la direction.

Les eaux souterraines – un milieu obscur

Du point de vue écologique, les eaux souterraines commencent là où la lumière s'arrête. L'obscurité du milieu souterrain empêche toute production photosynthétique d'oxygène et de matière organique¹. L'écosystème souterrain dépend donc de l'oxygène et de l'énergie provenant de la surface. Son fonctionnement est déterminé par les processus hydrologiques d'échange entre surface et sous-sol.

Les organismes et communautés biologiques peuplant l'aquifère sont confrontés à deux problèmes majeurs:

1. comment s'adapter au milieu souterrain pour y survivre?

2. comment profiter des échanges de matière et d'énergie provenant de la surface? La biospéologie consiste donc à étudier les stratégies biologiques développées par les organismes hypogés pour prendre part aux échanges de matière et d'énergie entre les eaux de surface et les eaux souterraines [1]. A cet effet, il faut tout d'abord déterminer la morphologie des aquifères et les conditions d'échange qui leur sont spécifiques. On distinguera à cet égard trois types d'aquifères:

1. aquifères crevassés

2. aquifères karstiques

3. aquifères poreux.

Dans l'exposé qui suit, nous nous limitons aux deux types morphologiques les plus importants, à savoir: les aquifères karstiques et les aquifères poreux.

Spécificités des cavernicoles

Les aquifères karstiques se développent dans les roches calcaires et résultent de la dissolution des carbonates. Leur morphologie est typiquement constituée de cavités pouvant aller jusqu'à la taille d'une grande grotte. Les aquifères karstiques ont une structure hétérogène dans la mesure où la taille et la distribution des cavités est variable. Du point de vue hydrogéologique, le temps de séjour de l'eau y est souvent très bref en raison de la taille des cavités.

La biospéologie est née en 1768, lorsque J.N. Laurenti découvre le protée anguillard (*Proteus anguinus*), amphibien urodèle aveugle et dépigmenté dans le système

karstique de Slovénie. Quelques années plus tard, Luca Cec y découvre le *Leptodirus hohenwarti*, un coléoptère également aveugle et dépigmenté. Jusque-là, on supposait qu'il n'y avait aucune vie en milieu souterrain. Ces deux découvertes ont déclenché d'intenses activités de recherche sur les écosystèmes karstiques durant la seconde moitié du 19^e siècle, le terme de biospéologie étant consacré bien plus tard [2]. Ces recherches mettent en évidence que les cavernicoles présentent en général plusieurs traits morphologiques et écologiques typiques de leur adaptation au milieu hypogé:

■ Les organes visuels ont régressé ou totalement disparu.

■ Les cavernicoles sont dépigmentés et présentent un aspect blanchâtre ou translucide.

■ Leur mode de vie est souvent tactile, ce qui explique la longueur de leurs appendices, en particulier de leurs antennes.

■ Les biocénoses des milieux karstiques sont parfois très diversifiées et complexes.

■ L'expansion des cavernicoles karstiques est généralement très limitée. Cet endémisme s'explique par le fait que les gîtes karstiques constituent des unités géologiquement définies habitées par des organismes hautement spécialisés.

■ La recherche moderne a en outre démontré que les interactions chimiques jouent un rôle vital, aussi bien entre organismes de la même espèce qu'entre espèces différentes.

L'«autoroute interstitielle»

Les aquifères poreux se forment par l'accumulation des sédiments au fond des vallées. Ces milieux sont dits poreux parce

qu'ils sont essentiellement constitués de microcavités. Du fait de leur origine hydrodynamique, les aquifères poreux se caractérisent par leur granulométrie et par leur porosité. Celle-ci est très hétérogène à l'échelle du millimètre ou du mètre, mais apparaît comme relativement homogène à l'échelle de l'hectomètre ou du kilomètre. Selon l'hydrodynamique de l'aquifère considéré, l'eau peut y séjourner pendant des jours, des mois, des années, voire des millénaires (cf. article de R. Kipfer, p. 12 sqq). Ces différences hydrodynamiques, à la fois dans l'espace et dans le temps, infèrent sur les caractéristiques physiochimiques du milieu, souvent très hétérogènes selon l'échelle considérée.

Un aquifère poreux peut être défini comme étant un écosystème hydrogéologique ouvert, illimité, constituant une sorte d'«autoroute interstitielle» [3] sous-jacente au cours d'eau épigé correspondant. Du point de vue évolutif à sens unique, ces caractéristiques écosystémiques favorisent l'immigration et la diffusion à grande échelle d'organismes émigrant aussi bien des écosystèmes d'eau douce que des écosystèmes marins. L'adaptation des organismes au milieu souterrain constitue toutefois une route évolutive. Au cours de l'évolution des espèces, de nombreux organismes épigés des catégories taxonomiques les plus diverses se sont adaptés au milieu hypogé, mais le phénomène inverse n'a jamais été constaté. C'est pourquoi le milieu hypogé est aussi appelé «trou noir» de l'évolution, par analogie aux trous noirs stellaires [4].

Spécificités des animaux souterrains

En amont des systèmes fluviaux nous trouvons normalement de la caillasse assez grossière, de sorte que l'espace interstitiel y est relativement important. Les parties en aval sont en revanche constituées de couches sédimentaires plus fines, dont l'espace interstitiel est ainsi moins important.

¹ La chimolithoautotrophie dans certains systèmes karstiques fait exception.

Les aquifères phréatiques en Suisse, souvent le résultat de l'action des torrents, sont en grande partie formés d'interstices assez importants. Ils sont principalement colonisés par les représentants des espèces *Proasellus* (Isopodes) et *Niphargus* (Amphipodes). Ces organismes se caractérisent avant tout par leur dépigmentation, leur anophtalmie (manque des yeux) et leur taille inférieure à celle des formes épigées appartenant aux mêmes groupes zoologiques *Asellus* (Isopodes) et *Gammarus* (Amphipodes). Quelques représentants typiques des aquifères à sédiments fins sont illustrés à la fig. 1 (lettres a à e). Ils présentent les caractéristiques typiques des organismes de ce milieu: anophtalmie, dépigmentation, taille réduite, pattes relativement courtes, mode de locomotion ondulatoire et morphologie physique allongée. A titre de comparaison, deux espèces épigées du même groupe sont représentées au bas de la figure (lettres f et g).

La matière organique provenant de la surface sert d'abord d'aliment à ce qu'on appelle le biofilm, c'est-à-dire un complexe constitué essentiellement de bactéries, d'autres microorganismes et de substances extracellulaires d'origine microbienne. Il recouvre la surface des sédiments. C'est ce biofilm ainsi que la matière organique provenant de la surface dont se nourrissent les organismes multicellulaires peuplant le milieu souterrain.

La raréfaction des ressources alimentaires et de l'oxygène dissout en milieu hypogé impose aux animaux un métabolisme ralenti et une consommation d'oxygène relativement peu élevée [5]. Le ralentissement des processus physiologiques se traduit par une durée de vie plus longue pour les animaux souterrains que pour les organismes épigées des mêmes groupes taxonomiques.

Le mode alimentaire est en général non spécifique. Il n'y a pratiquement pas de relation spécifique proie-prédateur. Les organismes hypogés mangent presque tout ce qui leur «passe à portée des mandibules».

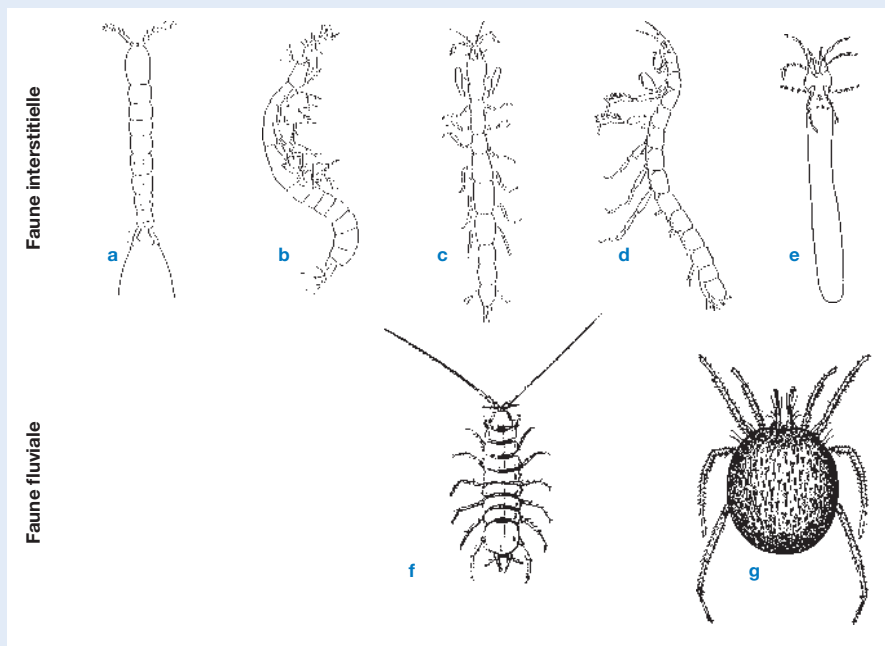


Fig. 1
 Comparaison de la morphologie typique des cavernicoles et de la morphologie typique d'espèces épigées appartenant aux mêmes groupes taxonomiques. Selon [8].
 Cavernicoles: a) *Parastenocaris* (Copépodes), b) *Leptobathynella* (Bathynellacés), c) *Microcerbus* (Isopodes), d) *Ingolfiella* (Amphipodes), e) *Wandesia* (Acaréens)
 Fluvicoles: f) *Asellus* (Isopodes), g) *Libertia* (Acaréens)

En conséquence, les chaînes alimentaires sont relativement courtes dans les aquifères. De manière générale on peut dire que les animaux souterrains sont hautement spécialisés quant à l'habitat, mais *généralistes* quant à l'alimentation. Les caractéristiques morphologiques et éthologiques de ces organismes sont récapitulées à la fig. 2.

Distribution de la stygofaune

De manière générale, la densité de la stygofaune décroît rapidement en fonction de la profondeur (fig. 3). Ce phénomène ne surprend guère dans la mesure où on sait que la totalité de l'oxygène et de la matière organique nécessaire à la stygofaune provient de la surface. La biocénose près de la surface se compose essentiellement de stygoxènes d'origine épigée. A une certaine profondeur, on constate une zone transitoire associant stygobies et stygoxènes. C'est dans cette zone que la diversité de la stygofaune est maximale. A grande profondeur, on ne trouve plus que des stygobies en concentrations souvent moindres.

Cette répartition verticale s'explique par les différents modes alimentaires, les différences d'association avec le milieu souterrain et les différents cycles de vie (fig. 4). La surface du sédiment est colonisée par des espèces rhéophiles et des stygoxènes (p. ex. les Simulies). D'autres espèces, parmi lesquelles figurent bon nombre de Chironomides, de Plécoptères et d'Ephémères,

Caractéristiques de la stygofaune

- aveugle
 - dépigmentée
 - relativement petite
 - pattes relativement courtes
 - corps souvent allongé
 - progression souvent ondulatoire
 - métabolisme ralenti, faible demande en O₂
 - durée de vie assez longue
- spécialistes d'habitat
- mode d'alimentation non spécifique
 - rapports prédateur-proie non spécifique
 - chaînes alimentaires courtes
- généralistes d'alimentation

Fig. 2
 Caractéristiques régressives des cavernicoles dans les aquifères poreux.

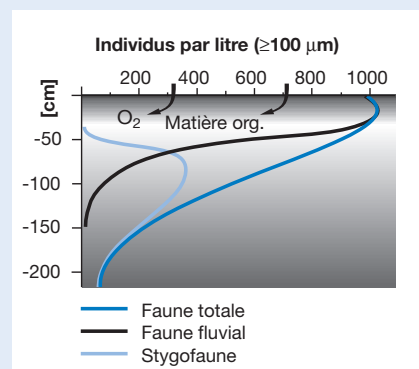


Fig. 3
 Distribution modélisée de la stygofaune dans l'aquifère.

passent une bonne partie de leur cycle de vie (avant tout le stade embryonnaire et les stades larvaires précoces) en milieu hypogé (stygo-philes). Il existe aussi des espèces de Plécoptères (p. ex. plusieurs espèces d'*Iso-capnia*) qui effectuent pratiquement tout leur cycle de vie en milieu souterrain. Elles s'enfoncent profondément dans le sédiment et ne reviennent à la surface que pour l'éclosion des animaux adultes, l'accouplement et la ponte (amphibies).

Par ailleurs, certains organismes vivent à l'interface entre surface du cours d'eau et aquifère (hyporhéobies). Ils vont ni à la surface ni très profondément dans le sédiment, mais passent l'intégralité de leur cycle de vie dans l'interface auquel ils sont adaptés (hyporhéobies permanents). Les véritables organismes phréatiques (stygo-bies, phréa-tobies) vivent exclusivement dans l'espace interstitiel de l'aquifère profond. C'est par exemple le cas de *Salentinella* et de *Troglochaetus*.

Les caractéristiques physicochimiques de l'interface hyporhéique résultent de nombreux facteurs qui évoluent de manière graduelle et dynamique en fonction de la profondeur, des conditions hydrologiques locales et du régime d'écoulement précédent. Les organismes spécialisés colonisent le milieu souterrain en fonction de ses conditions: là où l'infiltration des eaux de surface domine, les organismes épigés colonisent des profondeurs plus grandes que dans les zones d'exfiltration. A l'inverse, les organismes hypogés peuvent vivre très près de la surface dans les zones d'exfiltration, p. ex. à proximité des sources (cf. article de J.M. Zöllhöfer, p. 9 sqq). Dans les zones d'infiltration, la matière organique parvient en quantité plus élevée à des profondeurs supérieures. Mais ce facteur n'est pas déterminant en soi, car les conditions alimentaires dépendent avant tout de la biodisponibilité de la matière organique. Or, plus la teneur en microparticules anorganiques augmente, plus la biodisponibilité diminue. La présence de la stygo-faune dépend donc du rapport entre microparticules organiques et microparticules anorganiques [6].

En résumé, dans les aquifères près de la surface, il n'existe aucune biocénose bien définie. On observe plutôt une émigration progressive de diverses communautés d'organismes du milieu fluvial au milieu hyporhéique, selon une distribution dépendant des conditions physicochimiques locales. Ces conditions dépendent à leur tour des processus d'échange hydrologiques entre surface et eau souterraine [6]. Globalement, on peut dire que la distribution

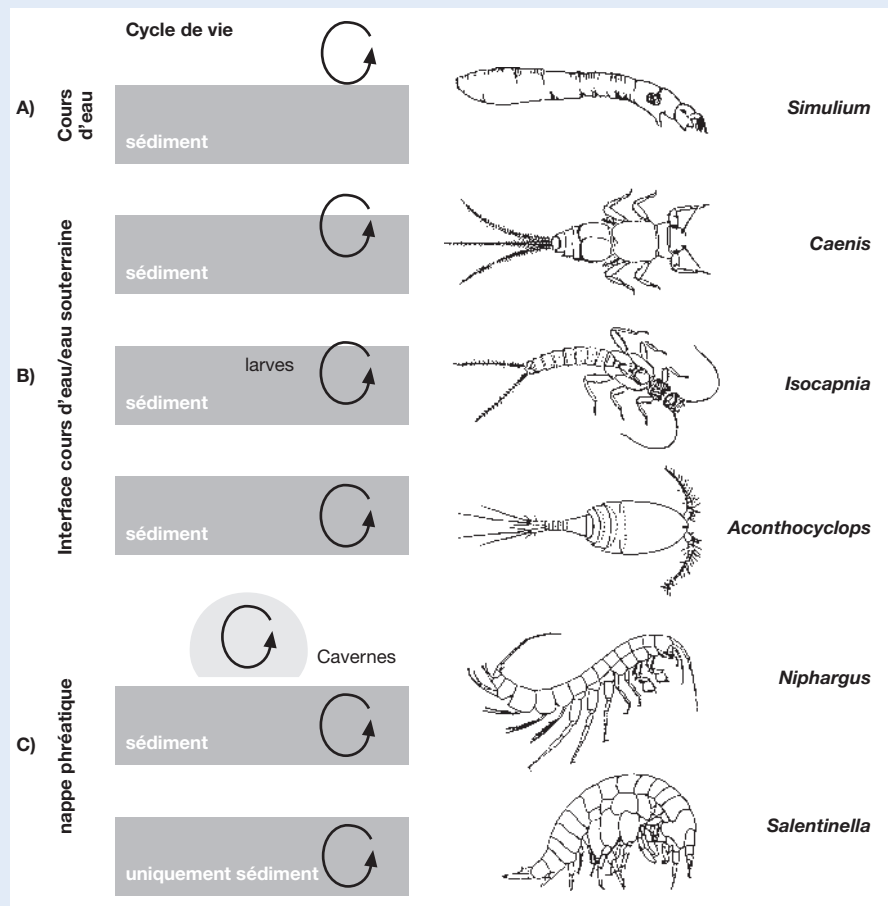


Fig. 4 Classification phénologique de la stygo-faune (d'après [9]).

A) Stygoxènes (organismes qui ne colonisent pas l'aquifère).

B) Stygo-philes (organismes qui passent une partie de leur vie dans l'aquifère ou en subsurface, entre le cours d'eau épigé et l'aquifère phréatique au sens propre).

C) Stygo-bies (organismes qui passent toute leur vie dans l'aquifère).

de la stygo-faune est très hétérogène. Il faut toutefois remarquer que seuls quelques aquifères peu nombreux ont fait l'objet d'études biopéologiques exhaustives. Ainsi, la connaissance du milieu souterrain et de ses organismes reste encore largement inconnu [3], bien que certains principes ont été reconnus et des concepts écologiques expliquant la présence et la structure des communautés ont été proposés [7]. L'importance des interactions biologiques de structuration des biocénoses en milieu souterrain demeure en particulier encore largement inconnues.

[1] Gibert, J., D.L. Danielopol and J.A. Stanford (ed.) (1994): Ground Water Ecology. Academic Press. San Diego. pp 571.

[2] Camacho, A.I. (ed.) 1992: The Natural History of Biospeleology. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales. Graficas Mar-Car, S.A. Madrid.

[3] Ward, J.V. & M.A. Palmer (1994): Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. Hydrobiologia, 287: 147-156.

[4] Korniker, L.S. (sous presse): «Black Holes» and «Event Horizons» of «Inner Space». Oceans.

[5] Malard, F. & F. Hervant (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in ground water. Freshwater Biology 41: 1-30.



Tom Gonser est spécialiste en hydrobiologie et travaille à la Division de limnologie de l'EAWAG. Après des études à Fribourg en Brisgau et à Constance, il a travaillé 3 ans au Chili, où il a également obtenu son doctorat. En tant que post-doctorant, il a ensuite mené des recherches en hydrogéologie au Montana (Etats-Unis).

[6] Brunke, M. & T. Gonser (1999): Hyporheic invertebrates – the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. Journal of the North American Benthological Society 18: 344-362.

[7] Ward, J.V., G. Bretschko, M. Brunke, D. Danielopol, J. Gibert, T. Gonser, A.G. Hildrew (1998): The boundaries of river systems: the metazoan perspective. Freshwater Biology 40: 531-569.

[8] Husmann, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasserfauna für die biologischen Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. GWF Wasser/Abwasser, 119: 293-302.

[9] Gibert, J., J.A. Stanford, M.-J. Dole-Olivier, J.V. Ward (1994): Basic attributes of Ground Water Ecosystems and Prospects for Research. In: Gibert, J., D.L. Danielopol and J.A. Stanford (ed.) (1994): Ground Water Ecology. Academic Press. San Diego. 7-40.

[10] Brunke, M. & T. Gonser (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and ground water. Freshwater Biology, 37, 1-33.

Les sources: un milieu oublié

A l'interface entre aquifère et cours d'eau supérieur, les sources ont de tout temps fasciné l'esprit humain. Elles offrent refuge à de nombreux organismes spécialisés. Jusqu'ici toutefois, la recherche scientifique tout comme la protection des eaux ne leur ont guère prêté d'intérêt. Or, les sources sont des écosystèmes extrêmement sensibles, et leur protection ne présuppose pas seulement la mise en place d'un appareil légal plus strict, mais aussi l'observation scientifique des sources encore à l'état quasi naturel.

La protection de la nature et du paysage ne s'est encore jamais préoccupée des sources, ni au niveau fédéral, ni au niveau cantonal. Certes, la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) s'applique «aux eaux superficielles et aux eaux souterraines» et, partant, protège «les eaux du sous-sol, les formations aquifères, le substratum imperméable et les couches de couverture». Mais cette même loi vise aussi à «garantir l'approvisionnement en eau potable et en eau à usage industriel». Les zones de protection définies par les cantons au titre de la protection des eaux de source ne visent donc pas à préserver le biotope «source», mais à garantir le captage d'eau potable. De plus, il suffit qu'un cours d'eau soit à sec pendant 18 jours ou plus par année pour qu'il ne soit pas considéré comme cours d'eau au sens de la LEaux (art. 4i). En d'autres termes, la plupart des sources situées dans le Jura et dans le relief molassique du Plateau ne sont pas protégées par la loi sur la protection des eaux.

Les eaux de surface et les eaux souterraines sont soumises au droit cantonal, à une seule exception près: les sources qui appartiennent au propriétaire du fonds où elles jaillissent, conformément à l'article 704 du Code civil. Les cours d'eau alimentés par une source ne peuvent donc être considérés comme bien public qu'à partir de la limite du bien-fonds.

Silence, ça coule!

Plus que tout autre biotope épigé, la source constitue un écotope tranquille et équilibré. L'influence des saisons y est considérablement affaiblie. La source ne connaît ni crue,

ni charriage alluvionnaire, phénomènes par ailleurs typiques des écosystèmes lotiques. Bon nombre de sources connaissent même un débit constant durant toute l'année. La température de l'eau de source est pratiquement égale à la température moyenne annuelle de l'air et ne varie que de quelques degrés. La même source est rafraîchissante en été, alors qu'elle constitue un îlot de chaleur durant les longues rigueurs de l'hiver. A l'interface entre eaux souterraines et eaux de surface, la source abrite aussi bien des espèces appartenant à la stygofaune que des espèces lotiques et des espèces lentiques. La source offre également refuge à de nombreuses espèces fonticoles qui se sont adaptées à la qualité de l'eau de source, par ailleurs pauvre en nutriments. On y trouve des «artistes de la faim», comme dirait l'auteur de la «Métamorphose», et des espèces qui réagissent aux moindres perturbations. En Europe, on dénombre quelque 1500 espèces fonticoles, dont 465 vivent de préférence (crénophiles) ou exclusivement (crénobies) dans les sources. Une première étude biologique de 34 sources à l'état quasi naturel dans le Jura et sur le Plateau a permis d'attester la présence d'environ 160 espèces bien reconnaissables visuellement.

Les paradis perdus

Au cours de ces cent dernières années, la plupart des sources ont été drainées. Par rapport à 1884, les sources actuellement libres ne représentent plus que 1,2% sur le Plateau et 4,8% dans le Jura. Ces sources ont d'ailleurs été plus ou moins modifiées dans leur structure, que ce soit à cause des

pacages ou des captages. Les sources à l'état quasi naturel ont disparu d'une bonne partie du Plateau. Elles sont devenues rares dans le Jura, même dans les vallées les plus reculées. L'assèchement des sources profitant à l'intensification de l'exploitation agricole et forestière, les services des améliorations foncières ont même encouragé ce type d'intervention. Aujourd'hui, la protection du paysage empêche tout drainage. Toutefois, aucune mesure de déconstruction n'a encore été réalisée. Il en va de même pour la remise en liberté de sources dans des zones qui, du point de vue actuel, ont été remaniées à outrance sous le couvert des améliorations foncières.

Il y a source et source

Du point de vue géomorphologique, le Jura et le Plateau présentent six types de sources, dont quatre sont caractéristiques du relief montagneux, et deux, des vallées alluvionnaires (fig. 1).

Sources du relief montagneux

(Jura et relief molassique du Plateau)

- rhéocrènes karstiques
- rhéocrènes eucalciques
- rhéocrènes oligocalciques
- héliocrènes

Sources de plaine alluviale

- rhéocrènes alluvionnaires
- limnocrènes

La faune des rhéocrènes karstiques est caractérisée par une forte proportion de stygobies emportés par les eaux souterraines. C'est par exemple le cas du crustacé cavernicole *Niphargus puteanus* ou du gastéropode troglobie *Bythiospeum diaphanum*. En formation constante, les terrasses calcaires des sources eucalciques représentent un écotope extrême dans lequel ne survivent que quelques espèces peu nombreuses, comme la salamandre tachetée (*Salamandra sp.*). Les rhéocrènes oligocalciques se caractérisent en revanche par une biocénose très riche, dans laquelle figurent la

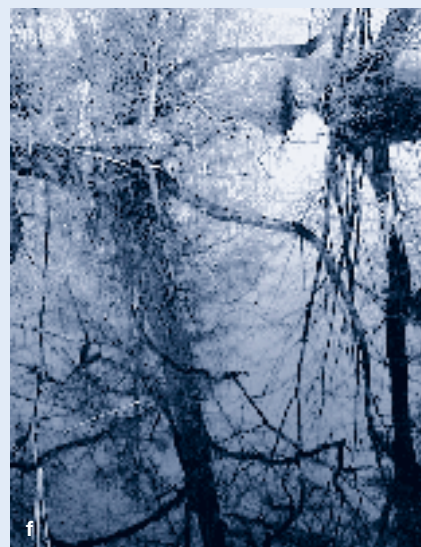


Fig. 1
Sources du relief montagneux (Jura et relief molassique du Plateau)
a) rhéocrène karstique, b) rhéocrène eucalcique, c) rhéocrène oligocalcique, d) hélocrène

Sources de plaine alluviale
e) rhéocrène alluvionnaire, f) limnocrène

plupart des espèces fonticoles. Quant aux hélocrènes, on y trouve des limicoles tels que le *Cordulégastre bidenté* (*Cordulegaster bidentatus*), une espèce rare de grande libellule aux yeux verts brillants.

Les rhéocrènes alluvionnaires sont les seules sources de Suisse à abriter des hydrophytes et des poissons. On y trouve

par exemple le chabot (*Cottus gobio*). L'eau de source pure offre également refuge à la truite en période de frai. Il n'existe pas de limnocrène naturel important, ni dans le Jura, ni sur le Plateau. En revanche, il existe un certain nombre de limnocrènes créés artificiellement par une retenue, mais dont la faune est comparable à celle des étangs.

L'attrait des migrations

La résistance aux perturbations écologiques, de même que l'autorégénération, c'est-à-dire la résilience écologique de la faune fonticole figurent parmi les questions les plus passionnantes concernant la structure et le fonctionnement de l'écosystème «source». Jusqu'à présent toutefois, pratiquement aucune recherche n'a été consacrée à ce sujet.

Les sources sont des écosystèmes isolés, parfois séparés les uns des autres par des kilomètres. La migration vers de nouveaux écosystèmes n'est donc pas facile, d'autant que les fonticoles sont pour la plupart incapables de voler. Ces processus migratoires ne sont certes pas près de livrer tous leurs secrets. Mais les recherches menées à l'EAWAG permettent néanmoins de comprendre un peu mieux la dynamique migratoire de la crénofaune.

La biodiversité ne s'est pas faite en un jour

A Rohr, dans le canton d'Argovie, deux sources ont été remises à l'état naturel par

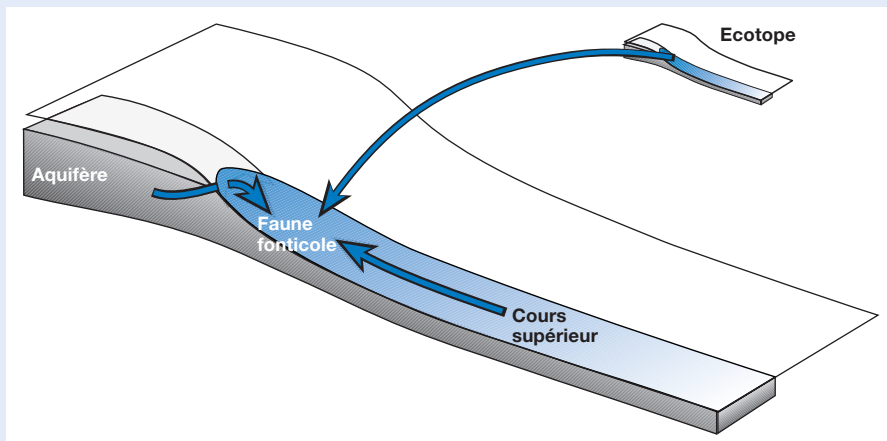


Fig. 2
Les trois voies de migration possibles sont toutes également importantes pour la colonisation de l'écosystème «source».

dragage. Durant les soixante premiers jours, le retour de la faune s'est effectué selon les trois axes migratoires suivants (fig. 2):

- migration à partir du milieu hypogé,
- migration à partir du milieu lotique,
- migration par voie aérienne.

Un jour après le dragage de la nouvelle source, on observe déjà l'arrivée des premiers mollusques stygobies (*Niphargus sp.*) et de la méiofaune. Cette colonisation initiale demeure constante durant les deux premières semaines. Après 17 jours, elle est concurrencée, c'est-à-dire fortement diminuée, par l'arrivée du microcrustacé *Gammarus fossarum*. La migration anarhérique des microcrustacés atteint une vitesse moyenne de 22 mètres par jour (fig. 3). La première reproduction d'espèces ailées telles que *Krenopsectra sp.* est observée après 30 jours. D'autres groupes suivent, par exemple les Ephémères et les Trichoptères.

Durant les deux premiers mois, on dénombre environ 15 espèces migrantes. La biodiversité reste ensuite au même niveau durant la première année (fig. 4). Dans le cas du «Neunaugler Bach», cours d'eau assez proche, la croissance de la biodiversité est elle aussi assez faible, le nombre d'espèces ayant passé de 20 à 23 groupes taxonomiques entre la 2^e et la 4^e années. En tout état de cause, le niveau de biodiversité atteint dans les deux sources est encore largement inférieur à la moyenne de référence. Force est de constater que la révilitalisation d'une source s'effectue moins vite, et de loin, que ce qu'on avait imaginé jusqu'ici en se fondant sur l'étude des systèmes lotiques.

Source et pacage ne font pas bon ménage

En revanche, nous avons observé une évolution toute différente dans le cas d'une source perturbée par le pacage des bestiaux dans le Jura suisse. Cette source a été transformée en zone d'exurgence diffuse et marécageuse. Afin de supprimer l'impact du pacage, la source a été entourée d'une

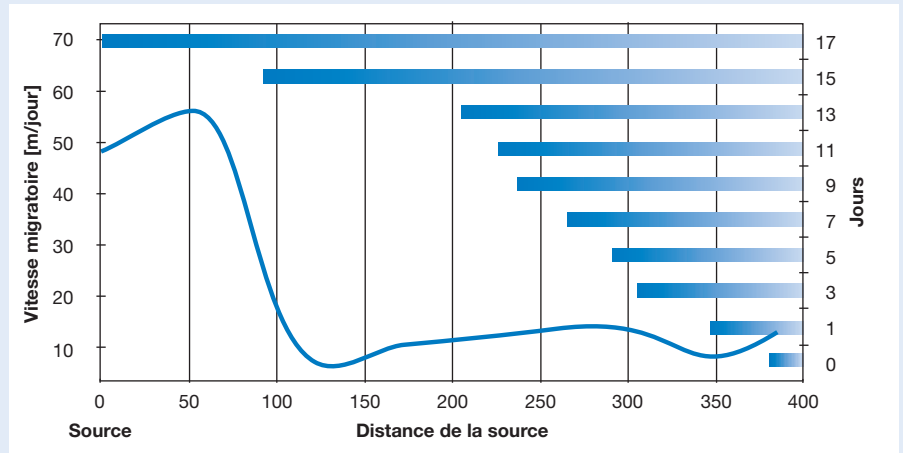


Fig. 3 Progression anarhérique du microcrustacé *Gammarus fossarum* le long d'un nouveau crénon de 400 m de long. Axe Y de droite: distance parcourue par rapport au nombre de jours; colonisation de la source après 17 jours. Axe Y de gauche: vitesse de colonisation résultante [m/j].

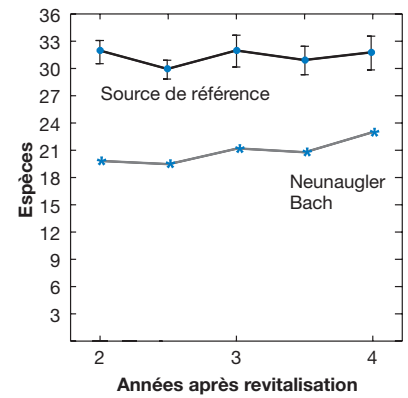
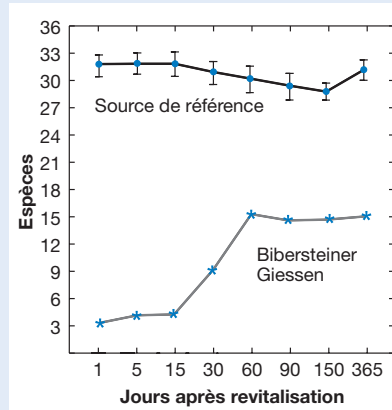


Fig. 4 Evolution de la biodiversité dans deux rhéocènes alluvionnaires révilitalisés dans le bassin hydrologique de l'Aar, au nord de la Suisse. Recolonisation durant la première année (à gauche: Bibersteiner Giessen) et de 2 à 4 ans après la révilitalisation (à droite: Neunaugler Bach).

clôture. Cette simple mesure a suffi pour que la situation s'améliore au cours de la première année déjà. Le crénon a pris des contours bien délimités, entraînant l'assèchement du terrain avoisinant devenu ainsi praticable. Les premiers bancs de gravier se sont formés, ce qui accroît encore la diversité morphologique de l'écosystème, et par conséquent sa biodiversité. En une année et demie, le nombre d'espèces attestées a passé de 9 à 23 (fig. 5). On a même constaté l'arrivée d'organismes rhéophiles tels que la perle (*Perlodes jurassica*). Après une année et demie, la densité de la faune créno-bie est certes encore inférieure à la moyenne de référence, mais la progression de la biodiversité a néanmoins été d'une rapidité surprenante.



Jens Martin Zollhöfer
Biogéographe et hydroécologue, il a consacré sa thèse à l'étude des sources, un domaine encore mal connu, et a obtenu son doctorat à l'EAWAG. Il travaille depuis peu au sein du bureau d'études «Life Science» à Bâle. jens.zollhoefer@lifescience.ch

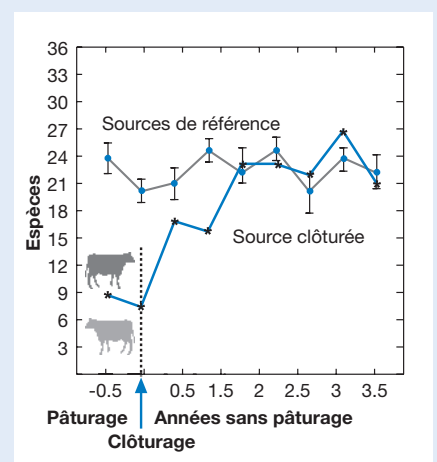


Fig. 5 Evolution de la biodiversité après clôture d'une source exposée au pacage dans le Jura suisse.

[1] Zollhöfer J.M. (1997): Quellen – die unbekanntesten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. Bristol Stiftungsserie Band 6, Flück-Wirth Verlag, Teufen, Schweiz. 153 pp.

[2] Zollhöfer J.M. (1999): Spring Habitats in Northern Switzerland: Habitat Heterogeneity, Zoobenthic Communities, and Colonization Dynamics, Diss. ETH No. 13 209 Zürich. 142 pp.

Les voyages intertemporels des eaux souterraines

De nouvelles méthodes de traçage mettent à jour les changements subis par les eaux souterraines au cours du temps. Elles révèlent que le temps de renouvellement des eaux souterraines varie de quelques jours à des millions d'années. Même en Suisse, château d'eau de l'Europe, on pompe des eaux souterraines aussi vieilles que la dernière période glaciaire. Ne pouvant se renouveler au même rythme, ces aquifères anciens vont s'épuiser comme d'autres ressources minérales.

Les eaux souterraines évoluent non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. A l'échelle planétaire, le renouvellement des eaux souterraines est de l'ordre de 1500 ans. Cet ordre de grandeur est toutefois moins étonnant que sa marge de variation, qui atteint ± 5 ordres de grandeur. Lors d'une infiltration directe des eaux fluviales, la vitesse de renouvellement s'élève à quelques jours à peine. Dans les zones arides en revanche, la durée de renouvellement peut atteindre des centaines de milliers d'années. Les eaux interstitielles immobilisées peuvent même dater de la période à laquelle les dépôts sédimentaires se sont formés.

Si on veut utiliser les eaux souterraines de manière durable, il faut respecter la *durée de renouvellement* spécifique de chaque aquifère. Par durée de renouvellement, on entend de manière générale la moyenne des âges mesurés pour l'ensemble des flux hypogés captés à un point défini.

Réalité échappant à l'analyse

La *durée de séjour* des eaux souterraines représente le laps de temps entre leur formation et leur exfiltration définitive. Dans la plupart des cas, elle est évaluée à l'aide de modèles numériques simulant la rhéodynamique de l'aquifère considéré, compte tenu des conditions hydrologiques.

Il est toutefois difficile d'identifier par modélisation les paramètres déterminant la dynamique des eaux souterraines. Les nombreuses données nécessaires à la définition du modèle font le plus souvent cruellement défaut, de sorte que le modèle ne parvient jamais à refléter avec exactitude la réalité

physique. On peut donc obtenir un modèle qui permet certes de reproduire correctement les données hydrologiques d'un aquifère, mais qui se trompe totalement quant aux processus réellement sous-jacents. Ces défauts de conceptualisation ne permettent de définir avec suffisamment de certitude ni les durées de renouvellement spécifique, ni le mélange entre eaux souterraines d'âges différents.

Les méthodes de traçage: un complément à la modélisation

Alors que les modèles simulant la rhéodynamique des aquifères se basent sur des paramètres hydrauliques (p. ex. niveaux piézométriques), les méthodes de traçage se prêtent de manière idéale à la mise en évidence du renouvellement des eaux souterraines, de leur durée de séjour moyenne et du mélange entre les différentes eaux souterraines. Ces méthodes sont complémentaires à la modélisation par leur degré de sensibilité et permettent de pallier ainsi aux défauts conceptuels de ces derniers.

Afin de réduire l'imprécision des modèles simulant la rhéodynamique des aquifères, on recourt aujourd'hui de plus en plus aux méthodes de datation basées sur l'analyse isotopique des eaux souterraines. Le principe de ces méthodes consiste à mesurer la teneur en substances traces dans l'environnement et dans les eaux souterraines. Il s'agit le plus souvent de substances très peu réactives tant du point de vue chimique que biologique et dont la concentration dans les eaux souterraines se modifie par désintégration radioactive (p. ex. le tritium, isotope de gaz rare) ou par la variation

atmosphérique dans le temps de leur fonction d'apport (p. ex. hydrocarbures halogénés).

Il suffit que l'évolution d'une substance trace et le comportement d'une eau souterraine définie se déroulent à la même échelle temporelle pour que la méthode de datation puisse être appliquée avec succès pour calculer le temps de séjour moyen d'une eau souterraine. Les méthodes actuellement disponibles permettent de dater aussi bien les eaux d'âge récent que les eaux d'âge ancien, voire celles qui ont mis des millions d'années à se former et qui ne se renouvellent peut-être plus.

Eaux et forêts alluviales dans le Val Blenio

Le Val Blenio est connu pour sa forêt alluviale d'importance nationale. Cette forêt est en constante régression depuis plusieurs années. Or, ce phénomène demeure largement inexpliqué. Dans le cadre d'un projet de recherche visant à établir l'impact écologique des aménagements hydroélectriques d'accumulation (projet Ecocourant, cf. EAWAG news 47), l'EAWAG a analysé les conditions hydrologiques prévalant dans cette zone alluviale. Il s'agissait notamment de vérifier si l'aquifère sous-jacent à la forêt alluviale est réalimenté par les infiltrations directes d'eau fluviale provenant du Brenno, le cours d'eau principal. Durant la même année, quatre séries de datation ont été effectuées au moyen de plusieurs forages situés dans la zone médiane de la forêt alluviale. Ces mesures ont été complétées par des analyses chimiques (fig. 1, à gauche).

Ces recherches montrèrent que l'âge des eaux souterraines du Val Blenio varie selon le lieu et la saison; plus particulièrement que leur âge évoluait de façon uniforme au cours d'un cycle annuel. En hiver, les eaux souterraines ont plusieurs années (même à proximité du Brenno, ce qui a de quoi surprendre). Au printemps et en été, les eaux souterraines sont au contraire plus récentes, puis l'âge de l'eau augmente à nouveau en automne.



Dégustation d'eau fraîche pour les participants de la «Table ronde» de «Science et Cité»: un verre d'une jeune eau de surface, un autre verre d'eau souterraine âgée de 30000 ans, pompée d'une profondeur de 200 m.

Par ailleurs, l'âge de l'eau dépend de la profondeur. On peut distinguer deux aquifères superposés. Durant l'été, l'aquifère proche de la surface est alimenté par de l'eau récente, tandis qu'à neuf mètres de profondeur, l'eau est d'âge plus ancien, correspondant à la durée de séjour moyenne en période hivernale. Les variations saisonnières et la structure verticale des eaux souterraines donnent à penser que, durant la fonte des neiges au printemps et durant l'été, des eaux d'âge récent s'infiltrent dans la partie supérieure de l'aquifère, où elles se stratifient. Quant aux eaux souterraines sous-jacentes, plus anciennes, leur formation n'est pas locale.

Les analyses chimiques mettent en évidence la même configuration (fig. 1, à droite): au printemps et en été, la composition chimique de l'eau souterraine correspond à celle de l'eau de fonte qui s'écoule par les affluents du Brenno. En hiver par contre, l'eau souterraine de cette zone alluviale est beaucoup plus minéralisée. Sa composition s'approche alors de celle d'eaux gypseuses d'âge ancien qui résurgissent en tant que source au milieu de la zone alluviale du Brenno. En conséquence, les eaux souterraines de la zone alluviale présentent un mélange d'eau de fonte d'âge récent, peu minéralisée, provenant des flancs de la vallée, et d'eau souterraine d'âge ancien, riche

en sulfate, s'écoulant en profondeur (fig. 1, en bas). Quant au Brenno, il n'influence que très indirectement la zone alluviale étudiée de par sa fonction régulatrice du niveau de la nappe phréatique.

Eaux du Glattal supérieur: vestiges de la dernière période glaciaire

A l'inverse des eaux phréatiques en nappe libre, proches de la surface, les eaux profondes se renouvellent beaucoup plus lentement. Tout aquifère a, rappelons-le, pour caractéristique essentielle de former un espace géologique bien défini. L'aquifère artésien profond qui se trouve dans le Glatt-

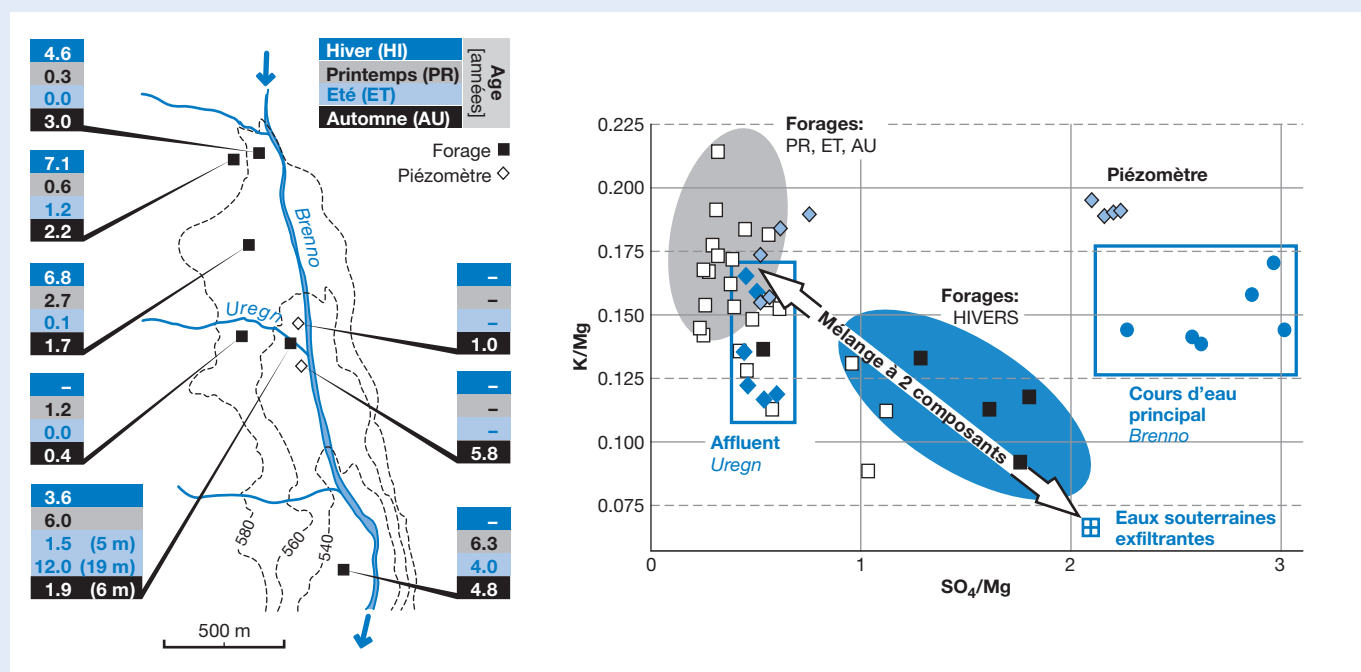


Fig. 1 Dans la plaine alluviale médiane du Val Blenio, les eaux souterraines constituent un mélange de deux types d'eau bien définis. L'une de ces composantes correspond aux eaux souterraines proches de la surface, provenant de la fonte des neiges et s'infiltrant le long des pentes avoisinantes. Ces eaux souterraines ont un temps de séjour assez court (âge de l'eau ~0) et correspondent chimiquement à l'eau de fonte qui alimente les affluents latéraux du Brenno («affluents», «Forages PR, ET, AU»). Dans la zone alluviale du Brenno, ces eaux jeunes et fraîches forment une nappe

proche de la surface, sous laquelle se trouve un aquifère profond, dont l'eau, plus ancienne et davantage minéralisée, resurgit dans le Brenno en formant une source riche en sulfate. Les eaux souterraines profondes se forment loin en amont et ont un temps de séjour plus long (plusieurs années) avant d'exfiltrer. Elles se distinguent par des concentrations salines spécifiques bien supérieures. En conséquence, les forages caractérisés par un niveau piézométrique élevé durant le printemps et l'été («forages PR, ET, AU») mettent en évidence une eau jeune et pauvre en sels

minéraux. En revanche, les niveaux piézométriques sont nettement inférieurs durant l'hiver («forages hiver») et l'âge de l'eau augmente de manière caractéristique, suite à la prédominance des exfiltrations d'eau souterraine profonde. On ne trouve pratiquement aucune trace géochimique de l'eau du Brenno («cours d'eau principal») dans les aquifères de la zone alluviale. On peut donc en conclure que le Brenno n'influe qu'indirectement la rhéodynamique des eaux souterraines dans la zone alluviale, en faisant office d'émissaire régulant le niveau des eaux souterraines.



Armin Peter, EAWAG

Plaine alluviale médiane du Val Blenio

tal supérieur contient de l'eau datant de la dernière glaciation, bien qu'il n'ait que quelques kilomètres de long (fig. 2). Au moment où l'eau souterraine se forme, elle emporte avec elle plusieurs indices déterminants. A l'aide des méthodes d'analyse par traçage, il est non seulement possible d'établir une datation des eaux souterraines, mais aussi de déterminer les conditions climatiques existant lors de leur formation. Ainsi la solubilité des gaz rares d'origine atmosphérique dans l'eau est déterminée entre autre par la température; dans ce cas de la température

prévalant au moment de la formation des eaux souterraines. D'après ces données reconstruites, on peut dire que la température annuelle moyenne durant la dernière glaciation était inférieure de plus de 5 °C par rapport à la température actuelle [1].

Autre fait remarquable, l'âge des eaux souterraines augmente de plus de 10 000 ans en moins d'un kilomètre, alors que la différence d'âge maximale ne dépasse pas 30 000 ans pour cet aquifère long de 10 kilomètres. Ce saut de datation qui nous fait remonter à la dernière glaciation est trop grand pour pouvoir être attribué à une grille de forage trop espacée. Ces données indiquent en fait que le régime glaciaire et le permafrost de la dernière période glaciaire ont fondamentalement modifié les conditions hydrologiques et réduit fortement la formation des eaux souterraines.

modifications hydrologiques ont entraîné l'intrusion d'une eau plus jeune, proche de la surface, dans l'aquifère profond. Cette nouvelle eau souterraine constitue la majeure partie de l'eau potable pompée aujourd'hui.

Bien que l'empreinte chimique de l'eau souterraine captée ne soit plus la même, la qualité de l'eau potable ne s'est pas modifiée en soi. Cet exemple montre toutefois qu'en Suisse également, il existe des réserves d'eau souterraine qui ne se régénèrent pas, du moins par rapport à une échelle de temps pertinente pour la société humaine. De telles réserves doivent donc être considérées comme des ressources naturelles non renouvelables.

Les méthodes modernes de traçage, combinées aux solutions novatrices de modélisation des eaux souterraines, contribueront à élucider les origines spatio-temporelles des ressources d'eau souterraine. A ce titre, elles constituent un instrument d'analyse essentiel pour définir une exploitation durable – au sens propre du terme – des ressources d'eau souterraine.

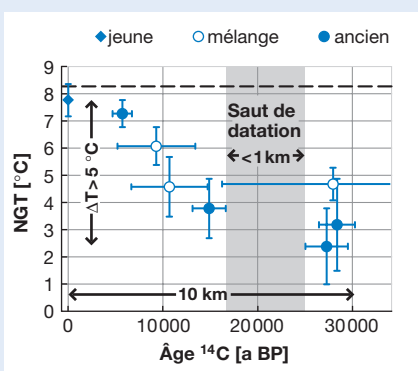


Fig. 2
Dans le Glatttal supérieur, l'aquifère s'étend sur 10 km de longueur et 100 m de profondeur. Près de la zone d'infiltration, les eaux souterraines sont d'âge récent (jeune: ◆). Dans la partie inférieure de l'aquifère, les eaux souterraines sont d'âge beaucoup plus ancien (plus de 30 000 ans) (ancien: ●, ○). Parce que la solubilité des gaz dépend de la température, les concentrations élevées de gaz rares dissous dans les eaux d'âge ancien permettent de déduire que, dans le Glatttal supérieur, la température annuelle moyenne durant la dernière glaciation était inférieure de plus de 5 °C par rapport à aujourd'hui (8,3 °C, ligne en traitillé). On remarquera que l'âge de l'eau augmente subitement de 15 000 à 25 000 ans entre deux forages pourtant éloignés d'un kilomètre seulement. Ce saut de datation doit être interprété comme un temps de carence durant le dernier maximum glaciaire (voici 18 000 ans), lorsque le régime glaciaire et le permafrost ont fondamentalement modifié les conditions hydrologiques et considérablement réduit la formation des eaux souterraines.

Utilisation non durable des eaux souterraines

Bien que le secteur supérieur de l'aquifère du Glatttal, situé entre Uster et Hegnau, contienne de l'eau datant de la dernière glaciation, les eaux souterraines de la partie inférieure du même aquifère, à la hauteur de Dubendorf, sont d'âge récent. Cette situation s'explique par le fait qu'au début des années 90, un puits de captage d'eau potable a été aménagé jusque dans l'aquifère profond du Glatttal. Depuis lors, la composition chimique des eaux souterraines s'est modifiée de manière continue. A l'origine, l'eau était exempte de tritium et réduite, alors qu'aujourd'hui, elle contient de l'oxygène et du tritium. Simultanément, le niveau phréatique de l'aquifère profond a considérablement baissé. Visiblement, on a d'abord pompé de l'eau d'âge ancien, ne se renouvelant pratiquement pas, de sorte que la réserve d'eau glaciaire a été épuisée. Ces



Rolf Kipfer
Docteur en physique environnementale, spécialiste de l'analyse des traceurs transitoires dans les systèmes aquatiques.

Coauteurs: Werner Aeschbach-Hertig, Urs Beyeler, Johannes Holocher

Beyeler U., Purtschert R., Aeschbach-Hertig W., Imboden D. M., Loosli H. H., Wieler R., and Kipfer R. (1998): Climate and ground water recharge during the last glaciation in an ice-covered region. *Science* 282, 731-734.

Les processus biogéochimiques qui font la qualité des eaux souterraines

Les processus d'oxydoréduction catalysés par les microorganismes sont réglés par le rapport entre les oxydants disponibles et la matière organique dégradable dans le sol et le sous-sol. Les conditions biogéochimiques résultantes induisent de nouvelles transformations chimiques et microbiennes. Les rapports isotopiques $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ permettent d'analyser la provenance du nitrate présent dans les eaux souterraines.

L'eau de pluie s'infiltré dans le sol et traverse le sous-sol non saturé d'eau pour s'accumuler dans l'aquifère. Durant ce pro-

cessus d'infiltration, sa composition chimique se modifie considérablement (fig. 1). La minéralisation des matières organiques

présentes dans le sol dégage du dioxyde de carbone (CO_2), lequel se dissout dans l'eau et réagit avec les minéraux formant les roches, les carbonates et les silicates. Les processus d'altération, de même que la dissolution de l'évaporite, déterminent les concentrations des principaux composés (calcium, magnésium, bicarbonate, sulfate, acide silicique) présents dans les eaux souterraines. Dans les aquifères non pollués, les concentrations de sodium, de potassium et de chlorure sont également réglées par ces processus. Non moins de 70 grammes de carbone organique (C org.) doivent être dégradés pour qu'un mètre cube d'eau de pluie atteigne une dureté de 25 degrés français ($250 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$), valeur caractéristique pour des eaux souterraines de dureté moyenne. Les microorganismes ont besoin de 200 grammes d'oxygène pour effectuer cette transformation. Cette quantité d'oxygène se trouve dans les pores de deux mètres cubes de sous-sol ou dans vingt mètres cubes d'eau souterraine saturée en oxygène. En dépit de cette énorme consommation d'oxygène, on trouve encore de l'oxygène dans la plupart des aquifères proches de la surface vu l'échange naturel entre l'atmosphère et le sous-sol.

Sur les traces du nitrate

Dans les eaux souterraines, la concentration de nitrate (NO_3) dépend de la minéralisation de l'azote organique (N org.) d'une part, et de la nitrification de l'ammonium (NH_4) d'autre part. Le nitrate non consommé par les plantes est lessivé par les eaux d'infiltration et s'accumule dans les eaux souterraines. La détermination des rapports isotopiques de l'oxygène ^{18}O et ^{16}O , ainsi que de l'azote ^{15}N et ^{14}N du nitrate permet d'analyser l'origine du nitrate présent dans les eaux souterraines (fig. 2) [1, 2]. Ces résultats peuvent servir de base pour établir des mesures de protection des eaux souterraines et pour leur contrôle.

Le nitrate issu principalement de la dégradation de l'azote organique présent dans

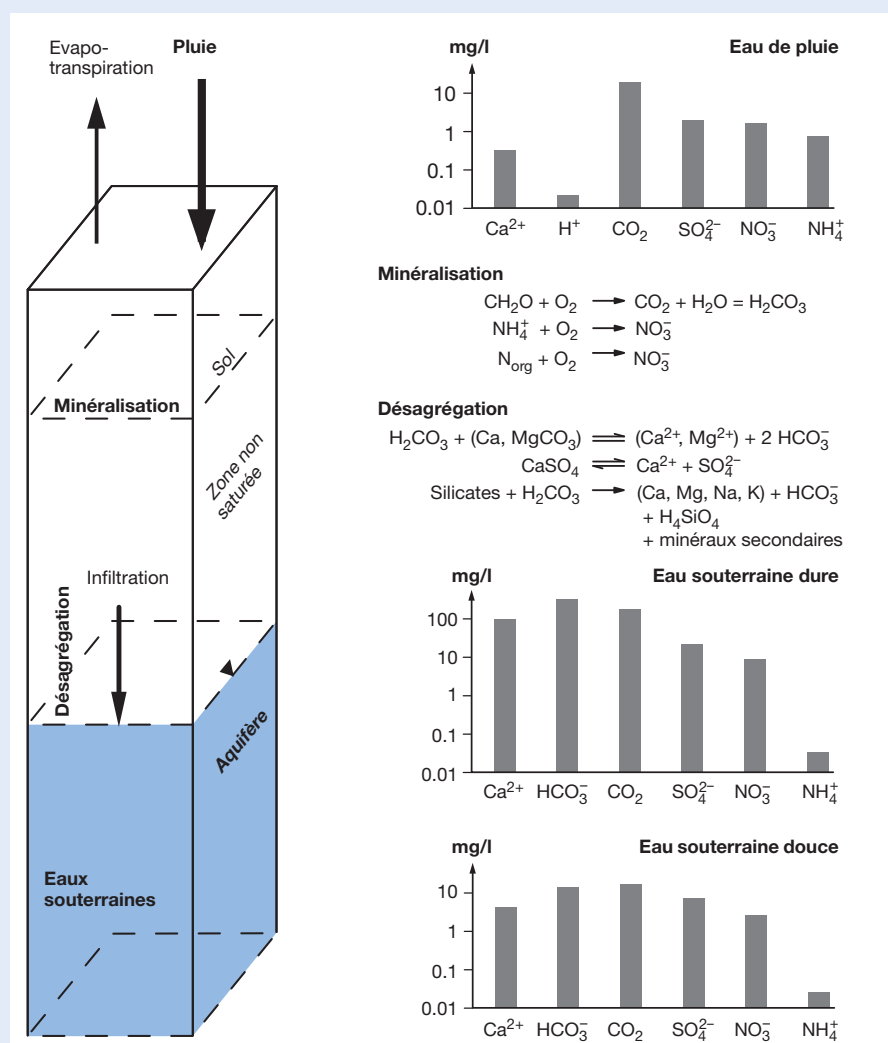


Fig. 1 Représentation schématique des changements de concentration durant l'infiltration des eaux de pluie dans l'aquifère et des principaux processus régulateurs intervenant durant l'infiltration (minéralisation et altération).

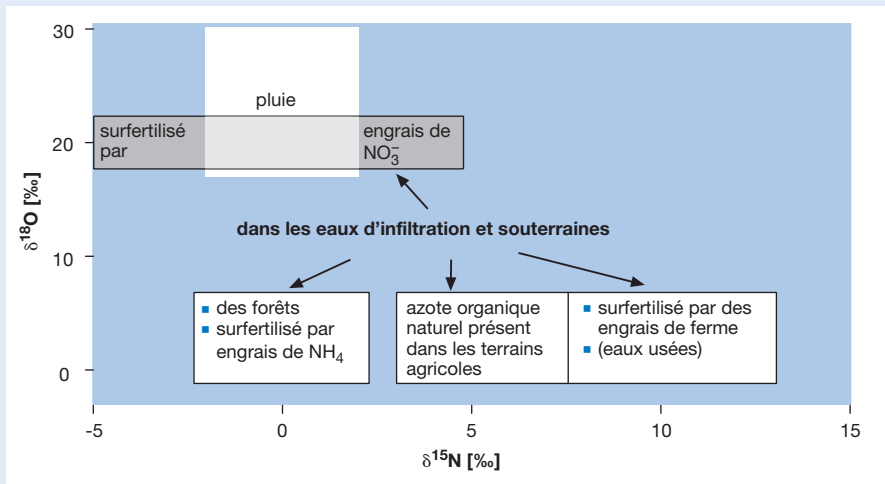


Fig. 2
Rappports isotopiques de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ dans les nitrates de sources différentes. Les valeurs $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ sont indiquées en ‰ par rapport aux standards internationaux (N_2 atmosphérique ou V-SMOV respectivement).

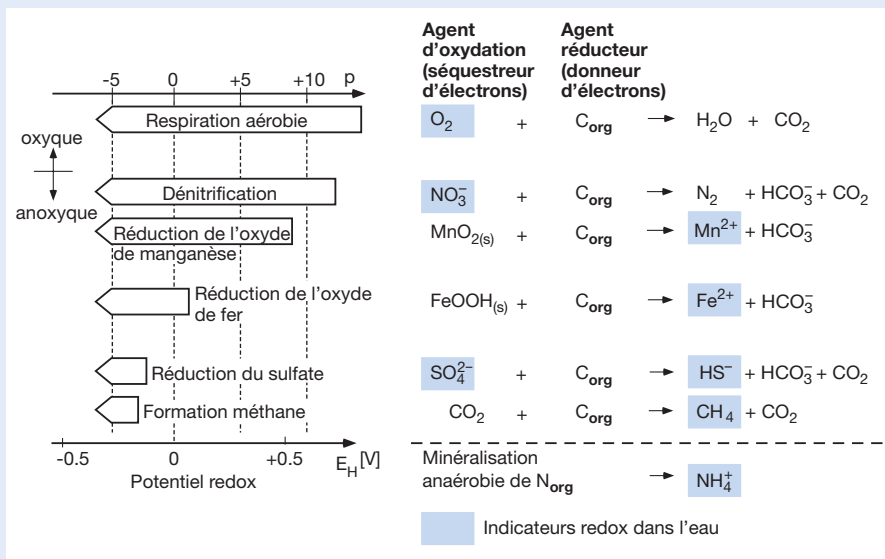


Fig. 3
Séquence des principaux processus redox catalysés par les microorganismes présents dans les systèmes aquatiques.

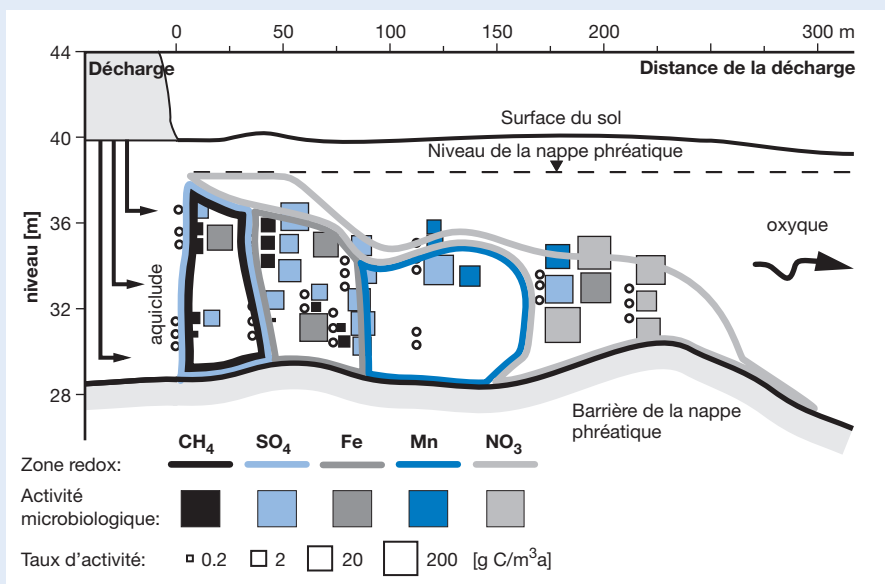


Fig. 4
Répartition des zones d'oxydoréduction et de l'activité microbiologique dans l'aquifère. Coupe longitudinale à travers l'aquifère de Grinsted (DK), pollué par les lixiviats provenant de la décharge voisine. Les nombreux points de prélèvement pour l'échantillonnage des indicateurs redox n'ont pas été reportés sur le schéma.

les engrais de ferme et les eaux usées se caractérise par des valeurs $\delta^{15}\text{N}$ variant entre +8 et +13‰ ainsi que par des valeurs $\delta^{18}\text{O}$ voisines de zéro. En revanche, le nitrate qui provient de la minéralisation de l'azote organique naturel présent dans les terrains agricoles se caractérise par des valeurs $\delta^{15}\text{N}$ de $5 \pm 3\%$. Une valeur $\delta^{15}\text{N}$ de cet ordre, couplée à des concentrations très élevées de nitrate, signifie que la dégradation de l'azote organique présent dans le sol a été accélérée par le mode d'exploitation agricole. Les engrais minéraux, tels que le nitrate d'ammonium ou la famille des nitrates, se distinguent par des valeurs $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ bien différentes.

En ce qui concerne l'azote d'origine atmosphérique, les rapports isotopiques se modifient dans le sol. Les sources de forêt ont des valeurs $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ basses, comparables à celles du nitrate d'ammonium. Pour pouvoir déterminer avec certitude la provenance du nitrate, il faut donc connaître exactement le mode d'exploitation agricole appliqué dans l'aire d'alimentation.

Dégradation microbienne: une séquence de réactions bien définie

Lors de la dégradation aérobie du carbone organique, les bactéries utilisent de l'oxygène comme agent oxydant. Dès que l'oxygène disponible est consommé, la dégradation se poursuit par d'autres bactéries capables d'utiliser les autres agents oxydants présents dans l'aquifère, selon une hiérarchie bien définie (fig. 3). Les principaux oxydants sont les suivants: nitrate, sulfate, dioxyde de carbone en solution et les oxydes ou hydroxydes de manganèse et de fer en phase solide. Du point de vue chimique, la dégradation microbienne s'explique simplement: les bactéries transfèrent les électrons du carbone organique (le donneur d'électrons) à l'agent d'oxydation (l'accepteur d'électrons) [3].

Les réactions se succèdent selon une séquence bien définie, déterminée par l'énergie chimique libérée durant la réaction. Elle est maximale durant la première réaction et diminue ensuite (fig. 3). Les bactéries qui catalysent les réactions utilisent cette énergie pour leur métabolisme et leur croissance. Les agents oxydants ainsi que les produits des réactions d'oxydoréduction présents dans l'eau peuvent dès lors servir d'indicateurs redox. Grâce à leur présence ou leur absence, on peut déterminer la séquence des réactions d'oxydoréduction achevées ou en cours ainsi que l'état d'oxydoréduction d'une eau souterraine donnée.

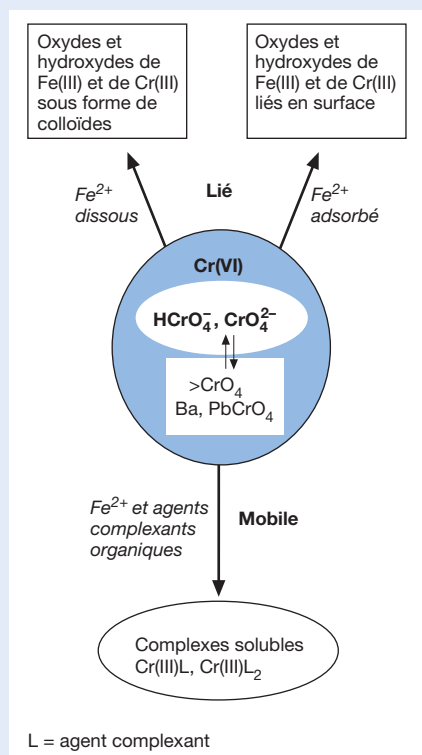


Fig. 5 Représentation schématique de la réduction du chromate par Fe(II) dans l'aquifère.

Processus de dégradation dans les eaux souterraines fortement polluées

Les conditions d'oxydoréduction dans un aquifère sablonneux, fortement pollué par des substances organiques, sont illustrées à la fig. 4 [4, 5]. Les indicateurs redox prédominants sont représentés par des zones redox. Leur succession suivant le courant reflète la séquence chronologique de ces processus. En raison de l'infiltration de lixiviats anoxiques et sulfatés d'une décharge pendant des années dans l'aquifère, les bactéries ont apparemment consommé entièrement les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse disponibles à proximité immédiate de la décharge. Dans cette même zone on observe aussi la réduction du sulfate et la formation de méthane. Plus loin, en aval des eaux souterraines, on trouve encore des oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, ce qui explique la prédominance de leur réduction à cet endroit. Le nitrate provenant du lessivage des sols est dénitrifié dans la zone supérieure et dans l'apex de la zone polluée.

Analyse quantitative de l'activité microbienne

Afin de quantifier l'activité microbienne dans l'aquifère des petits échantillons de sables ont été incubés au laboratoire avec de l'eau souterraine correspondante provenant de

l'endroit de prélèvement. L'évolution des produits d'oxydoréduction a permis de calculer les taux d'oxydation du carbone organique pour chaque type de réaction. Les résultats attestent la présence de trois réactions à proximité de la décharge: la réduction des oxydes de fer, la formation de méthane et la réduction du sulfate. L'oxydoréduction du manganèse et la dénitrification ont lieu plus tard, c'est-à-dire en aval. Dans une zone argileuse située dans la zone de dénitrification, la réduction du sulfate et de l'oxyde de fer a aussi été mise en évidence. Les résultats des deux analyses effectuées ont mis en évidence des différences dans la répartition spatiale des processus redox. Ces différences procèdent d'une différence méthodologique. L'analyse portant sur l'activité microbiologique tient compte de tous les processus redox mesurables dans un secteur limité de l'aquifère (petite échelle). L'analyse portant sur les indicateurs redox présents dans l'eau met en évidence avant tout le processus d'oxydoréduction prédominant dans un secteur plus grand de l'aquifère (grande échelle). Elle comprend par conséquent les effets du transport et des réactions secondaires des indicateurs redox.

Importance des processus d'oxydoréduction

Lorsque l'oxygène présent dans les eaux souterraines est entièrement consommé, les conditions biogéochimiques de l'aquifère se modifient considérablement. Les produits des processus d'oxydoréduction induisent les réactions en chaîne suivantes [6]:

- le CO₂ réagit avec les minéraux pétri-fiants;
- le fer et le manganèse dissous, le Fe(II) et Mn(II), sont précipités par le sulfure et le carbonate;
- le sulfure encore disponible réduit les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse.

De plus, certaines réactions impossibles en milieu oxygène ont lieu. Par exemple, le Fe(II) est également un agent réducteur qui réagit avec les polluants inorganiques et organiques [7]. Une eau souterraine réduite doit être traitée pour servir d'eau potable, car le manganèse, le fer et le sulfure dissous donnent à l'eau des caractéristiques organoleptiques indésirables. Ces substances posent également des problèmes du point de vue technique. En outre, du point de vue microbiologique, des bactéries anaérobies peuvent proliférer et dégrader des polluants organiques qui s'avèrent non persistants en conditions oxygènes [8].

Réduction du chromate par Fe²⁺

Le chromate (CrO₄) est un polluant inorganique présent dans les sites contaminés. Aisément soluble, il est rapidement lessivé et entraîné vers l'aquifère. En milieu anoxygène, il est réduit en présence de Fe(II) en hydroxyde de chrome(III) [9, 10]. Lorsque Fe(II) est lié à des particules telles que silicates, oxydes ou hydroxydes de fer, l'hydroxyde de chrome se lie à ces particules (fig. 5). La réduction du Fe(II) libre donne lieu à la formation de colloïdes d'hydroxyde de chrome, qui se lient également aux phases solides. Dans ces cas-là, le chromate est immobilisé par la réduction.

En revanche, si des polluants organiques, notamment des agents complexants, se trouvent simultanément en teneurs assez élevées dans les eaux souterraines, la réduction du chromate donne lieu à la formation de complexes solubles de chrome(III). Dans ce cas, le chrome demeure mobile. S'il est entraîné dans des zones oxygènes, il peut de nouveau se transformer par oxydation en chromate toxique, par exemple en présence d'oxyde de manganèse.



Jürg Zobrist
Docteur en chimie inorganique, il s'occupe des processus responsables de la qualité des eaux souterraines et des cours d'eau d'importance pour la protection des ressources d'eau.

Coauteurs: Martin Mengis et Stephan Hug

- [1] Amberger A. und Schmidt H.-L. (1987): Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikatoren für dessen Herkunft. Geoch.Cosmochim. Acta 51, 2699–2705.
- [2] Mengis M. (1999): Bestimmung der Nitrat Herkunft belasteter Trinkwasserfassungen anhand der Nitrat Isotopenzusammensetzung. Bericht Mengis+Lorenz AG, Luzern.
- [3] Stumm W. and Morgan J.J. (1996): Aquatic Chemistry: 464–506, 3. Ed., Wiley Interscience, New York.
- [4] Bjerg P.L., Rügge K., Pedersen J.K. and Christensen T.H. (1995): Distribution of redox-sensitive ground water quality parameters downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). Environ.Sci. Technol. 29, 1387–1394.
- [5] Ludvigsen L., Albrechtsen H.-L., Heron G., Bjerg P.L. and Christensen T.H. (1998): Anaerobic microbial redox processes in a landfill leachate contaminated aquifer (Grinsted, Denmark). J. Contam. Hydrol. 33, 273–291.
- [6] von Gunten U. and Zobrist J. (1993): Biogeochemical changes in ground water infiltration systems: Column studies. Geochim.Cosmochim Acta 57, 3895–3906.
- [7] Haderlein S., loc. cit.
- [8] Van der Meer J.R. et Kohler H.P., loc. cit.
- [9] Bürge I.J. and Hug S. (1997): Kinetics and pH dependence of chromium(VI) reduction by iron(II). Environ. Sci. Technol. 31, 1426–1432.
- [10] Bürge I.J. and Hug S. (1998): Influence of organic ligands on chromium(VI) reduction by iron(II). Environ. Sci. Technol. 32, 2092–2099.

Eaux souterraines arsenicales: une catastrophe pour le Bangladesh

Le Bangladesh est confronté à l'intoxication généralisée la plus grave que l'humanité ait jamais connue. En effet, près d'un tiers des 125 millions d'habitants que compte ce pays sont en train d'être insidieusement empoisonnés par l'eau arsenicale qu'ils consomment. Les conséquences d'une intoxication à l'arsenic sont diverses: altération de la pigmentation épidermique, ulcères, voire cancer de la peau, des poumons et de l'intestin. Des dizaines de milliers d'habitants ont déjà été atteints. Les experts du Bangladesh et de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) supposent que près de 20 millions d'habitants ont déjà été intoxiqués plus ou moins gravement. Si on n'arrive pas à fournir rapidement de l'eau potable exempt d'arsenic, cette intoxication pourrait devenir à brève échéance la première cause de mortalité au Bangladesh. Les scientifiques de l'EAWAG sont en train de développer un procédé d'épuration simple, faisant appel aux rayons solaires et permettant d'éliminer l'arsenic présent dans l'eau potable (SORAS).

Au Bangladesh, 90 pour cent de la population consomment de l'eau potable provenant des nappes phréatiques. Auparavant, l'eau potable était captée dans les divers cours d'eau du pays, ce qui provoquait de manière itérative de graves épidémies de dysenterie et de choléra. Depuis trente ans environ, le Bangladesh recourt de manière de plus en plus généralisée aux ressources d'eau souterraine pour couvrir ses besoins en eau potable. Il suffit en fait d'une journée et de quelques travailleurs pour enfoncer à la main un tuyau d'acier à travers la couche sédimentaire, relativement tendre et peu épaisse (5 à 50 mètres selon les cas), et d'équiper les puits ainsi construits de pompes manuelles. Dans le cadre de la «Décennie internationale de l'eau potable» (1980–1990), programme soutenu par l'OMS et l'UNICEF, près de trois millions de captages d'eau souterraine ont été forcés dans tout le Bangladesh. En conséquence, les épidémies de dysenterie et de choléra sont devenues beaucoup moins fréquentes. Ce succès est toutefois annihilé par le problème de l'arsenic. Les premiers cas d'empoisonnement ont été constatés en 1987–1992 déjà, au nord-ouest du pays. Il a fallu toutefois attendre jusqu'en 1998 pour que le problème de l'arsenic soit officiellement reconnu, sous la pression de diverses

organisations et après une conférence internationale à Dhaka.

L'arsenic, un problème mondial

Nombreuses sont les régions dont les eaux souterraines et, partant, l'eau potable sont polluées par l'arsenic à dose élevée (cf. fig. 1). Dans certains cas, cette pollution résulte d'activités humaines (mines, fongi-

cides, pesticides, produits xyloprotecteurs, etc.). Mais en général, elle est due à l'arsenic géogène. A la faveur de divers processus biogéochimiques, celui-ci peut se dissoudre dans l'eau sédimentaire et parvient ainsi dans les aquifères, les sources et les cours d'eau. Dans le Pacifique, la teneur en arsenic atteint 1,5 µg/l. Dans les lacs et les cours d'eau, la concentration d'arsenic peut varier entre moins de 1 µg/l et plusieurs milliers de µg/l. Pour l'être humain, la dose d'arsénite est mortelle à partir de 150–300 milligrammes. Il est plus difficile de définir la toxicité chronique en cas d'ingestion quotidienne par l'alimentation et l'eau. Cette toxicité dépend de nombreux facteurs, dont le régime alimentaire, l'état de la santé publique, l'âge, le sexe et le bagage génétique.

Dans la plupart des pays, dont la Suisse, la valeur limite actuellement admise pour l'arsenic dans l'eau potable a été fixée à 50 µg/l. Cette valeur est toutefois dépassée dans de nombreuses régions du monde. Se fondant sur de nouvelles études épidémiologiques, l'OMS recommande de réduire la valeur guide à 10 µg/l. En consé-

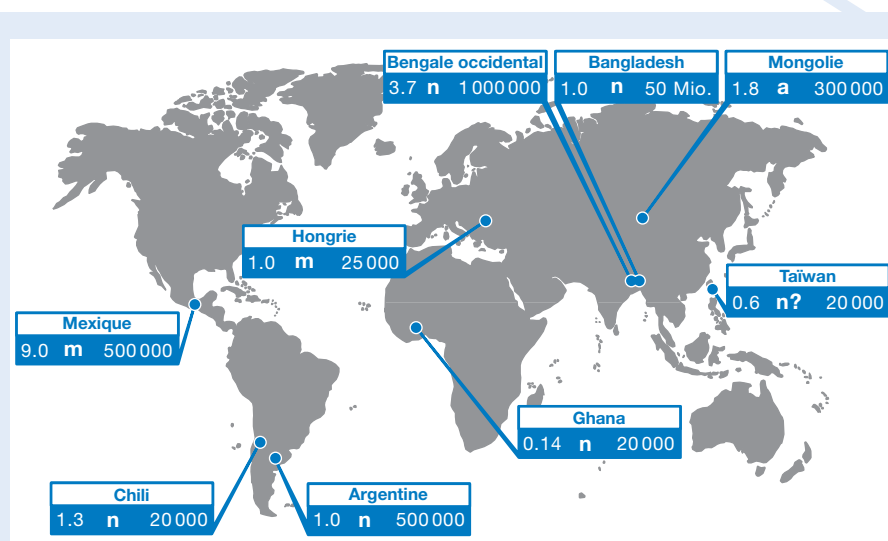


Fig. 1
Le problème de l'arsenic dans le monde.
Dans la fenêtre de chaque région, on lit de gauche à droite: la concentration maximale d'arsenic mesurée en mg/l, la source d'arsenic (n = naturel, m = exploitation des minerais, a = agriculture), le nombre d'habitants concernés.

Élimination de l'arsenic

Pour éliminer l'arsenic, il faut en quelque sorte inverser le processus de dégradation des oxydes et hydroxydes de fer. Dans les installations techniques, As(III) est oxydé en As(V) par réaction avec le chlore, l'hypochlorite, l'ozone ou autre agent oxydant. Des sels de Fe(II), Fe(III) ou Al(III) sont en outre ajoutés comme flocculants. As(V) est adsorbé par les hydroxydes de Fe(III) ou d'Al(III) en cours de leur formation avec lesquels, après précipitation, il est éliminé.

Dans les pays industrialisés, il est possible de réduire ainsi la teneur en arsenic à 10 µg/l et d'exclure de ce fait tout risque pour la santé. Pour des raisons à la fois financières et structurelles (distribution d'eau totalement décentralisée), il n'est pas possible d'envisager la construction d'installations industrielles au Bangladesh. Ce qu'il faut ici, ce sont des technologies permettant aux petites communautés et aux villages de se tirer d'affaire par eux-mêmes, en investissant le moins possible.

La plupart des puits contaminés par l'arsenic ont une teneur suffisante en fer pour permettre l'oxydation quasi complète de As(III), suivie d'une floculation des oxydes et hydroxydes de fer auxquels l'arsenic est adsorbé, et d'une filtration ou d'une décantation éliminant définitivement l'arsenic de l'eau potable.

L'action purifiante des rayons solaires

Il y a quelques années, un groupe de chercheurs australiens a breveté un procédé d'oxydation photochimique de As(III) pour remédier au problème des eaux usées extrêmement acides résultant de l'extraction des minerais. Ce procédé n'est toutefois pas adapté à la situation du Bangladesh, dont les eaux souterraines ont un pH 7. Mais on sait qu'il existe des ligands organiques, avant tout des acides polycarboxyliques, qui forment des complexes photoactifs avec Fe(III). Dans le cadre d'une étude précédente de l'EAWAG, consacrée à la réduction photochimique du chrome(VI), très toxique, en Cr(III), beaucoup moins toxique, le citrate, qui se trouve à l'état naturel dans bon nombre de fruits, s'est révélé très actif même en présence d'un pH 7. La formation des complexes Fe(III)-citrate et la production photochimique d'oxydants très actifs tels que le superoxyde (O_2^-) sont représentées à la fig. 3.

Voici une année, un petit groupe de chimistes et d'ingénieurs de l'EAWAG a commencé de développer une méthode qui permet d'éliminer l'arsenic dissous dans l'eau potable tout en étant adaptée à la situation

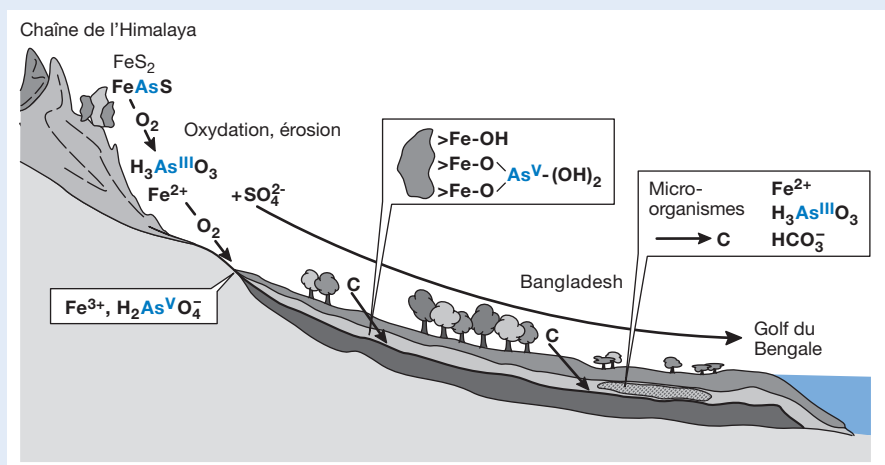


Fig. 2 Représentation schématique des sources d'arsenic naturelles et de la répartition de l'arsenic au Bangladesh.

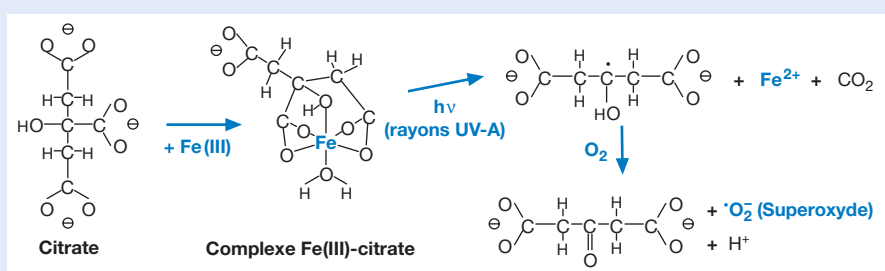


Fig. 3 Production photochimique des espèces oxydantes (superoxyde) avec absorption des rayons UV-A par les complexes de Fe(III).

quence, de nombreuses régions doivent être considérées comme problématiques. En Suisse, p. ex. à Astano (TI), en Alsace et dans bien d'autres régions d'Europe, les concentrations d'arsenic atteignent entre 10 et 50 µg/l. En l'état des connaissances actuelles, l'arsenic doit être considéré comme l'une des contaminations les plus problématiques de l'eau potable.

En milieu aquatique, l'arsenic présente deux stades d'oxydation:

- As(III), principalement sous forme d'arsénite (H_3AsO_3 jusqu'à pH 7)
- As(V), sous forme d'arséniate ($H_2AsO_4^-/HAsO_4^{2-}$ à pH 7).

Outre ces deux stades d'oxydation, il existe toute une série de composés arsenicaux qui se forment sous l'effet des activités microbiennes, ainsi que dans le métabolisme humain et animal.

Les réactions chimiques et les propriétés qui caractérisent les divers composés arsenicaux déterminent aussi bien le transport et la distribution de l'arsenic dans l'environnement que les mesures visant à réduire la teneur en arsenic dans l'eau potable. La fig. 2 illustre l'hypothèse aujourd'hui généralement admise concernant les processus de transport et d'érosion qui, depuis la dernière glaciation, ont entraîné l'arsenic dans les eaux souterraines du Bangladesh.

Les minerais arsenicaux tels que l'arsenico-pyrite ($FeAsS$) de l'Himalaya sont la première source d'arsenic. Ils s'oxydent au contact de l'air ou d'eau oxygénée et libèrent As(III), Fe(II) et du sulfate. En présence d'oxygène et d'un pH neutre, Fe(II) est oxydé en Fe(III) et est précipité sous forme d'oxyde et d'hydroxyde de fer(III). En quelques jours, As(III) est oxydé en As(V). $H_2AsO_4^-/HAsO_4^{2-}$ est ensuite adsorbé par les oxydes et hydroxydes de fer(III) et est stocké dans les sédiments, tandis que le sulfate est lessivé. L'As(V) lié aux oxydes et hydroxydes de fer est pratiquement insoluble et ne représente aucun risque pour l'eau. Par ailleurs, de grandes quantités de matières organiques se sont accumulées dans la plaine alluviale du Bangladesh et servent de nutriment aux microorganismes. Après consommation de l'oxygène, les microorganismes réduisent les oxydes et hydroxydes de fer(III), libérant ainsi Fe(II) et l'As(V) lié, ce dernier étant à son tour réduit en As(III). Ces processus permettent d'expliquer la composition chimique des eaux souterraines: en milieu anoxygène, 200–400 mg/l HCO_3^- , 0–20 mg/l Fe(II), 0–2000 µg/l As(III) et As(V), moins de 3 mg/l de sulfate. Dans la plupart des cas, il existe une corrélation entre la teneur en fer et la teneur en arsenic.

du Bangladesh. Leur réflexion s'est largement inspirée du procédé SODIS, servant à la désinfection de l'eau et dont le succès s'est déjà confirmé.

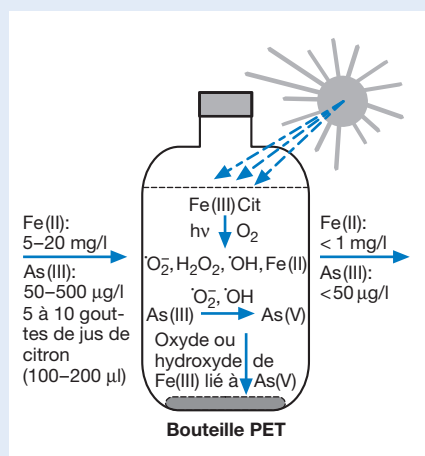


Fig. 4 Photooxydation et élimination de l'arsenic dans des bouteilles PET.

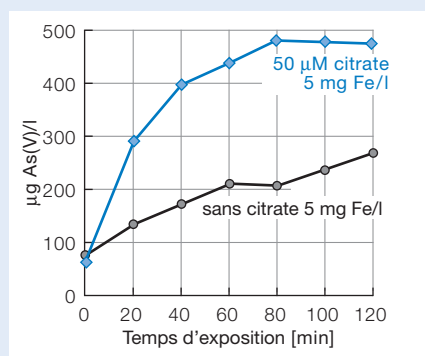


Fig. 5 Accélération de l'oxydation de As(III) par adjonction de citrate, à pH 7.

Dans ce nouveau procédé dit SORAS (Solar Oxidation and Removal of Arsenic) (cf. fig. 4), l'eau est additionnée de citrate ou de jus de citron, puis enfermée dans des bouteilles PET et exposée pendant quelques heures au soleil. Ensuite, les bouteilles sont posées verticalement, par exemple pendant la nuit, afin de permettre la décantation des oxydes et hydroxydes de fer et leur filtration à travers des textiles le jour suivant.

Afin de simuler les conditions prévalant au Bangladesh, nous avons préparé de l'eau souterraine en laboratoire, avec des concentrations connues de Ca, Mg, HCO₃, As, Fe et d'autres substances comme le silicate, le phosphate et le carbone organique dissous. 500 µg/l As(III) et 5 mg/l Fe(II) sont encore ajoutés à cette eau saturée en air pour obtenir une situation similaire aux eaux souterraines anoxiques qui sont saturées en air dès qu'on les secoue pendant une à deux minutes. Après adjonction de 50 µM de citrate ou 3 à 6 gouttes de jus de citron/l, l'eau est enfermée dans des bouteilles PET exposées au rayonnement de lampes UV-A (env. 80 mW/m²). En présence de citrate, on observe que As(III) est rapidement oxydé en As(V) (cf. fig. 5). L'adjonction de citrate a pour autre avantage que Fe(III) flocule rapidement et se décante ainsi plus facilement.

Essai sur le terrain: optimisation nécessaire

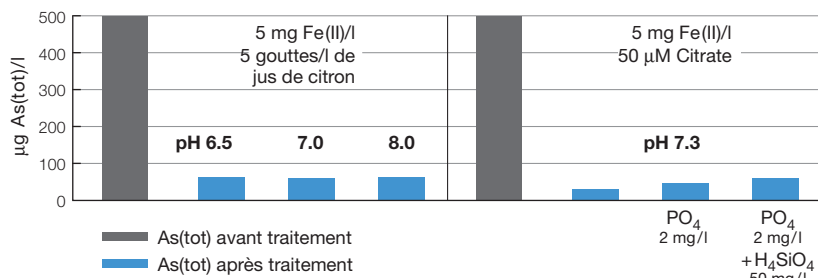
La comparaison entre les essais de laboratoire et les essais pratiques au Bangladesh (fig. 6) met en évidence une très grande dispersion des résultats. Lorsque le pH se

situe entre 6,5 et 8,0, on arrive à éliminer 80 à 90% de l'arsenic en laboratoire. Les résultats obtenus sur le terrain varient considérablement. L'hypothèse selon laquelle le phosphate (0–2 mg/l) et le silicate (jusqu'à 50 mg/l) présents dans les eaux souterraines du Bangladesh pourraient modifier l'élimination de l'arsenic ne s'est pas confirmée en laboratoire. Ni le phosphate, ni le silicate n'ont influencé de manière déterminante la photooxydation. Bien que ces ions soient en concurrence avec l'arséniate pour l'adsorption par les oxydes et hydroxydes de Fe(III), l'élimination de As(V) n'a été que légèrement influencée en présence de 5 mg/l Fe.

Les possibilités d'amélioration du procédé SORAS sont donc les suivantes: adjonction de citrate à un autre moment, obscurcissement avant exposition à la lumière, durée d'exposition, adjonction répétée de citrate, etc. Le nombre élevé de possibilités provient du fait que l'aération et la photoexposition de l'eau souterraine déclenchent de nombreuses réactions tant parallèles que séquentielles. Même sans lumière, Fe(II) met 10 à 60 minutes pour être oxydé en différentes formes de Fe(III) lorsque le pH se situe entre 6,8 et 7,5. Cette réaction se traduit par le brunissement et la turbidification de l'eau (du fait de la formation des oxydes et hydroxydes de fer). La composition de l'eau se modifie continuellement. Autant dans l'obscurité qu'en pleine lumière, les possibilités de réactions d'oxydoréduction sont nombreuses. Si on disposait d'une liste complète des réactions possibles, on pourrait modéliser le système et l'optimiser

suite à la page 25

Élimination de l'arsenic selon le procédé SORAS, test de laboratoire avec de l'eau souterraine de synthèse



Élimination de l'arsenic à l'aide de SORAS au Bangladesh

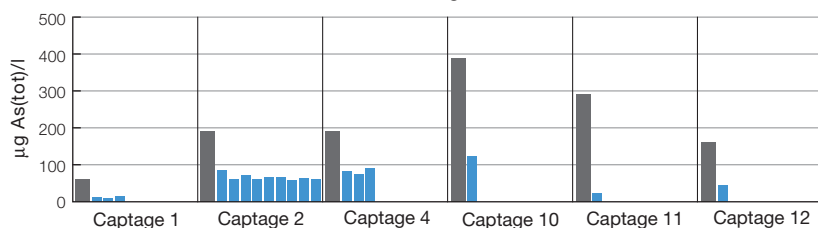


Fig. 6 Taux d'élimination de l'arsenic dans les essais de laboratoire et les essais *in situ*.



Stephan Hug
Chimiste, depuis 1992 à l'EAWAG, étudie l'influence des processus géochimiques sur la qualité des ressources d'eau.

Coauteurs: Martin Wegelin, Daniel Gechter, Laura Canonica

Pour tout renseignement concernant le problème de l'arsenic au Bangladesh: <http://bicc.com/acic> (West Bengal and Bangladesh arsenic crisis information centre).

- [1] Nickson, R., McArthur, J., Burgess, W., Ahmed, K.M., Ravenscroft, P. and Rahman M. (1998): Arsenic poisoning of Bangladesh ground water, *Nature* 395, 338.
- [2] Hug, S.J., James B.R., and Laubscher H.U. (1997): Iron(III) Catalyzed Photochemical Reduction of Cr(VI) by Oxalate and Citrate in Aqueous Solutions, *Environmental Science and Technology* 31, 160–170.
- [3] Wegelin, M. and Sommer, B. (1998): Solar Water Disinfection (SODIS) – Destined for worldwide use?, *Waterlines* 16, 30–32.

Les espions chimiques du sous-sol

Chimie et biologie: deux aspects inséparables

La fig. 1 illustre quelques aspects fondamentaux de l'interaction entre processus chimiques et processus biologiques touchant aux polluants du sous-sol. L'exemple choisi est celui de l'herbicide Propanil. En milieu aqueux, ce produit phytosanitaire se décompose de manière assez rapide en acide propionique et en dichloroaniline. En présence d'oxygène, ces deux produits sont biodégradables. Toutefois, la dichloroaniline peut être adsorbée durablement par le matériel organique naturel et s'accumuler ainsi à long terme dans le sol, à l'abri de toute dégradation microbiologique ou chimique. Par oxydation, la dichloroaniline peut en outre donner naissance à un composé azoté extrêmement toxique. En milieu anoxique, c'est-à-dire en l'absence d'oxygène, la dichloroaniline est très mobile tout en étant difficilement dégradable dans les eaux souterraines.

L'exemple choisi montre que les micropolluants présents dans les eaux souterraines peuvent être sujets simultanément à des réactions physiques, chimiques et biologiques, dont la vitesse relative influence la toxicité et le destin de ces substances. La transformation chimique de polluants n'engendre pas uniquement des produits inoffensifs. Pour pouvoir prédire de manière fiable le comportement à long terme des micropolluants dans le sous-sol et les aquifères, il ne faut pas seulement connaître la réactivité des polluants et de leurs métabolites, mais aussi les conditions prévalant dans le sous-sol.

Les micro-espions du sous-sol

Les informations relatives à la dégradation et à la toxicité des substances peuvent être évaluées sur la base de l'analyse structurale desdites substances ou à l'aide d'analyses standard usées au laboratoire. Il est par contre nettement plus difficile de connaître les conditions de réaction en un lieu donné dans l'aquifère. A cet égard, la difficulté est double. Non seulement il n'est pas aisé de discerner les réactions pertinentes et les substances qui y prennent part, mais encore les eaux souterraines constituent un milieu difficilement accessible.

Les observations directes de l'aquifère nécessitent un nombre considérable de forages, ce qui représente une opération coûteuse. Au demeurant, ces forages livrent des informations utilisables quant à la composition des eaux souterraines, mais pas quant à la structure matricielle de l'aquifère. Dans ce genre d'observations, les condi-

En milieu naturel, il est rare que les réactions chimiques (abiotiques) aboutissent à la dégradation complète des polluants organiques. Toutefois, ces processus chimiques peuvent modifier de manière considérable la distribution, la disponibilité et la mobilité des polluants présents dans les eaux souterraines. L'EAWAG a développé des méthodes innovatrices pour analyser les interactions entre processus chimiques et processus biologiques intervenant dans la dégradation des polluants organiques présents dans les eaux souterraines. Ces méthodes ouvrent de nouvelles perspectives dans l'évaluation des sites contaminés

Lorsque des substances indésirables telles que pesticides, carburants ou solvants apparaissent dans les eaux souterraines, il faut identifier les sources d'émission et les voies d'introduction, mais aussi le comportement de ces substances en termes de transport et de dégradation dans le sous-sol. En connaissant suffisamment bien les processus d'autoépuration du sous-sol, on peut évaluer le comportement à long terme des polluants dans les eaux souterraines, tirer profit des processus naturels de transformation, voire en améliorer l'efficacité. Cette démarche permet d'optimiser, et même d'éviter des procédés d'assainissement coûteux.

A cet égard, le comportement des micropolluants organiques n'est souvent évalué

qu'en fonction de leur biodégradabilité. Ce faisant, on omet le fait que le destin hypogée de nombreuses substances est considérablement influencé par des réactions chimiques auxquelles participent aussi bien les composants de la phase solide que de la phase liquide.

En milieu naturel, de tels processus sont rarement à même de transformer intégralement les polluants organiques en substances inoffensives. Ces processus chimiques modifient toutefois la diversité des polluants et en contrôlent l'adsorption par le matériel pédologique. En conséquence, ces processus influencent aussi bien le transport des micropolluants par les eaux souterraines que leur biodisponibilité et leur biodégradation.

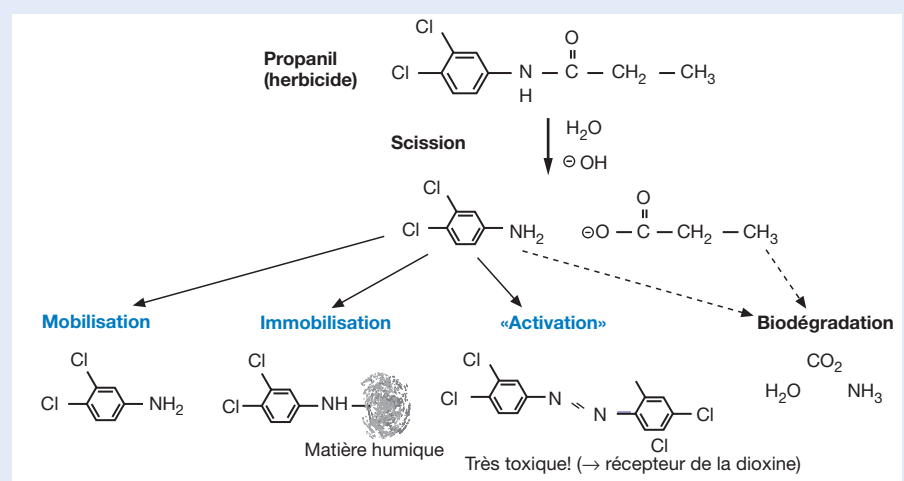


Fig. 1 Interaction entre processus chimiques et biologiques dans le sous-sol, à l'exemple de l'herbicide Propanil.

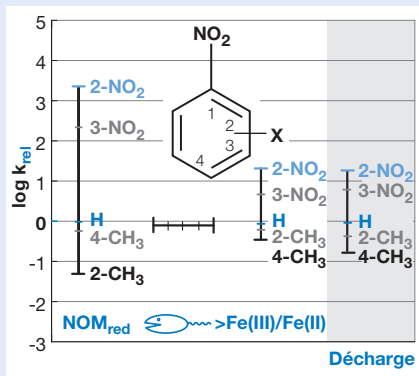


Fig. 2
Analyse des conditions de réaction prévalant dans le sous-sol au moyen de traceurs réactifs. Comparaison de la réponse obtenue au laboratoire [matériel organique naturel à l'état réduit (NOM_{red}); transformation microbologique; réduction avec Fe(II) adsorbé] et de la réponse obtenue *in situ* dans l'aquifère émanant d'une décharge mixte.

tions de réaction peuvent même être faussées suite à une éventuelle introduction d'oxygène, tout au moins dans les aquifères anoxyques.

C'est ici qu'intervient un nouveau modèle d'analyse, spécialement adapté aux conditions de réaction en milieu hypogé. Ce nouveau modèle fait intervenir les traces caractéristiques que les processus hypogés laissent sur les substances dissoutes dans l'eau. Les substances choisies sont soit déjà présentes dans les eaux souterraines, soit rajoutées en faibles concentrations à travers un puits d'injection. Il suffit ensuite de suivre leur pérégrination à travers l'aquifère entre le point d'injection et le point de captage. Ces traceurs dits réactifs prélèvent en quelque sorte un échantillon aussi bien de la phase solide que de la phase liquide et fournissent de véritables informations *in situ* sur leur parcours d'infiltration, en limitant au maximum les interventions dans le système. Pour pouvoir appliquer cette méthode, il faut que les substances utilisées réagissent de manière spécifique avec les principaux réactants présents dans le sous-sol. Elles seront donc sélectionnées en fonction de la distribution des produits, de la vitesse relative des réactions ou de la force de sorption des traceurs réactifs.

Pouvoir autonettoyant des aquifères contaminés

Le modèle des traceurs réactifs permet de déterminer les principaux réactants dans les aquifères anoxyques. Cette méthode a été mise au point en laboratoire par l'EAWAG et testée dans une nappe phréatique géochimiquement très complexe. Dans les aquifères dépourvus d'oxygène, les processus biogéochimiques génèrent bon nombre d'agents réducteurs tels que le matériel organique naturel à l'état réduit, divers genres de Fe(II) et de sulfure d'hydrogène. La réactivité des agents réducteurs comme le Fe(II), dépend étroitement de leur état (dissous dans les eaux souterraines ou adsorbés en surface par le matériel matriciel du sous-sol [1]). Quelques-uns de ces agents réducteurs, pour la plupart d'origine biogénique, sont même spécialisés au point de pouvoir réduire des substances difficilement biodégradables, telles que hydrocarbures halogénés ou composés nitroaromatiques.

En collaboration avec un groupe de recherche de l'Université Technique du Danemark, le comportement réducteur de cinq composés nitroaromatiques a fait l'objet d'une étude visant à déterminer les agents réducteurs prédominants dans les eaux souterraines provenant d'une décharge mixte située au Danemark [2]. Grâce à une modélisation poussée [3], il a été possible d'identifier très précisément les divers agents réducteurs en fonction de leur réactivité caractéristique et de leurs produits de réaction par rapport aux composés nitroaromatiques.

La comparaison des essais *in situ* avec des données de modélisation (fig. 2) montre que, dans l'aquifère étudié, le Fe(II) adsorbé par les oxydes de fer est le principal agent réducteur des composés nitroaromatiques. La réponse des traceurs réactifs pour la biotransformation directe et pour la réaction avec le matériel organique à l'état réduit se distingue clairement de la réponse pour le Fe(II) adsorbé en surface, qui est pratiquement identique à la réponse des traceurs réactifs dans l'aquifère. Les produits de ré-

action, qui sont les mêmes sur le terrain qu'au laboratoire, le processus de dégradation des composés nitroaromatiques et la transformation des solvants halogénés confirment la prédominance du Fe(II) adsorbé en tant qu'agent réducteur dans l'aquifère anaérobie de la décharge danoise.

Les recherches présentées montrent que les processus biologiques et les processus chimiques qui se déroulent à l'interface entre les minéraux et l'eau permettent de déterminer les conditions du milieu, les conditions de réaction et le comportement à long terme des micropolluants. Ces processus sont difficiles à mettre en évidence *in situ* avec les méthodes d'analyse classiques. Les traceurs réactifs constituent une solution très prometteuse pour déterminer les processus pertinents dans les eaux souterraines, en particulier lorsque la configuration du milieu s'avère complexe. La connaissance des éléments participant aux réactions avec les traceurs permet de prévoir le comportement à long terme d'autres catégories de micropolluants, susceptibles d'être également transformés selon un processus analogue. Il faut connaître l'importance relative des processus chimiques et des processus microbiologiques pour pouvoir évaluer le comportement à long terme des micropolluants, estimer le pouvoir autonettoyant et, le cas échéant, optimiser le potentiel autonettoyant du milieu naturel.



Stefan Haderlein
Etudes de géoécologie, option hydrologie, à l'Université de Bayreuth. Diplôme post-grade «Hydrologie urbaine et protection des eaux» à l'EPFZ. Docteur en 1992, récipiendaire de la médaille de l'EPFZ. Premier assistant à la chaire de chimie environnementale, il crée à l'EAWAG un groupe de recherche «Transport et transformation des micropolluants organiques dans les eaux souterraines». Stage de recherche au MIT, habilitation en 1998 à l'EPFZ, Venia Legendi en chimie environnementale. Depuis janvier 2000, chef du groupe «Hydrologie des micropolluants», rattaché au domaine de recherche «Ressources d'eau et eau potable» (W+T).

Pôle de recherche: conditions réductrices pour le fer

Dans de nombreux aquifères pollués, les microorganismes anaérobies dominent les processus de transformation biogéochimique. Suite au manque d'oxygène, ces microorganismes ont recours à d'autres oxydants, dont notamment le Fe(III), qui est présent sous forme d'oxyde de fer dans presque tous les aquifères. La réduction du fer opérée par ces microorganismes confère aux minéraux une réactivité superficielle élevée. Ils peuvent dès lors réagir avec des micropolluants difficilement biodégradables. Les recherches menées en laboratoire et *in situ* par l'EAWAG sur l'interaction des processus biologiques et des processus chimiques dans le cadre de la dégradation des micropolluants en conditions ferroréductrices servent à définir les bases scientifiques permettant de mieux comprendre les possibilités et les limites des processus d'autoépuration naturels ou modélisés dans les aquifères contaminés.

- [1] Haderlein, S.B. and Pecher, K., 1999. Pollutant reduction in heterogeneous Fe(II)/Fe(III)-systems. In: D.L. Sparks and T. Grondl (Editors), Mineral/Water Interfacial Reactions: Kinetics and Mechanisms. ACS, Washington, DC, pp. Chapter 17, 342–356.
- [2] Rügge, K., Hofstetter, T., Haderlein, S.B., Bjerg, P.L., Knudsen, S., Zraunig, C., Mosbæk, H. and Christensen, T.H., 1998. Characterization of predominant reductants in an anaerobic leachate-contaminated aquifer by nitroaromatic probe compounds. *Environ. Sci. Technol.* 32 (1), 23–31.
- [3] Hofstetter, T., Heijman, C.G., Haderlein, S.B., Holliger, C. and Schwarzenbach, R.P., 1999. Complete reduction of TNT and other (poly)nitroaromatic compounds under iron reducing subsurface conditions. *Environ. Sci. Technol.* 33 (9), 1479–1487.

Micropollution des eaux souterraines: les limites de la biodégradation

En Suisse, on utilise par année environ 1500 tonnes de pesticides, d'herbicides et de fongicides. Des micropollutions ont déjà été décelées dans plusieurs échantillons d'eau souterraine. Les microorganismes parviennent à dégrader de nombreux micropolluants et à nettoyer pour ainsi dire l'environnement. Toutefois, si on veut qu'il n'y ait aucune micropollution résiduelle, les composés introduits parfois en masse dans l'environnement doivent être facilement biodégradables. Des recherches ont montré que la biodégradation ne suffit pas à elle seule: c'est la combinaison entre facteurs microbiologiques, physiques et chimiques qui définit si des micropolluants introduits dans l'environnement sont vraiment éliminés ou non.

Le pouvoir autoépurant de la nature repose sur la capacité des microorganismes à dégrader des composés organiques complexes en composants plus petits et plus simples. Les composés organiques constituent en fait la nourriture des microorganismes, qui profitent de leur transformation pour soutirer l'énergie nécessaire à leur métabolisme et à leur reproduction. Un microorganisme ne peut à lui seul transformer et dégrader tous les composés possibles. Il existe toutefois une grande variété de microorganismes, dont le pouvoir de dégradation n'est pas le même.

Les micropolluants, tantôt gâteau...

Même les composés considérés en général comme nocifs constituent souvent un nutriment bienvenu pour les microorganismes. Par exemple, le solvant Toluol est absorbé sans autre par de nombreux microorganismes, qui le dégradent sous forme de dioxyde de carbone et d'eau.

Certains produits phytosanitaires sont pratiquement éliminés par certaines espèces de bactéries. Ainsi, l'acide dichloro-2,4 phénoxyacétique (2,4-D), herbicide de fabrication industrielle, est reconnu comme nutriment par certaines bactéries, qui l'ingèrent et activent simultanément un mécanisme métabolique spécifique qui en assure la dégradation (fig. 1) par l'intermédiaire d'une demi-douzaine d'enzymes produite par la cellule bactérienne. Ces enzymes agissent

sur l'herbicide et catalysent plusieurs transformations biochimiques à l'issue desquelles le dioxyde de carbone, le chlorure

et l'eau sont dissociés, enlevant ainsi toute nocivité environnementale au 2,4-D.

... tantôt pièce de résistance

La transformation des micropolluants n'est pas toujours aussi facile. Très souvent les microbes ne disposent pas des enzymes spécifiques nécessaires pour la dégradation du polluant ou ne le reconnaissent pas comme nutriment. Les micropolluants ne sont dès lors pas éliminés complètement, ou seulement très lentement de l'environnement.

Par le passé, on a développé et produit un grand nombre de composés synthétiques trop inhabituels pour les microorganismes, de sorte qu'ils n'ont pas pu être dégradés

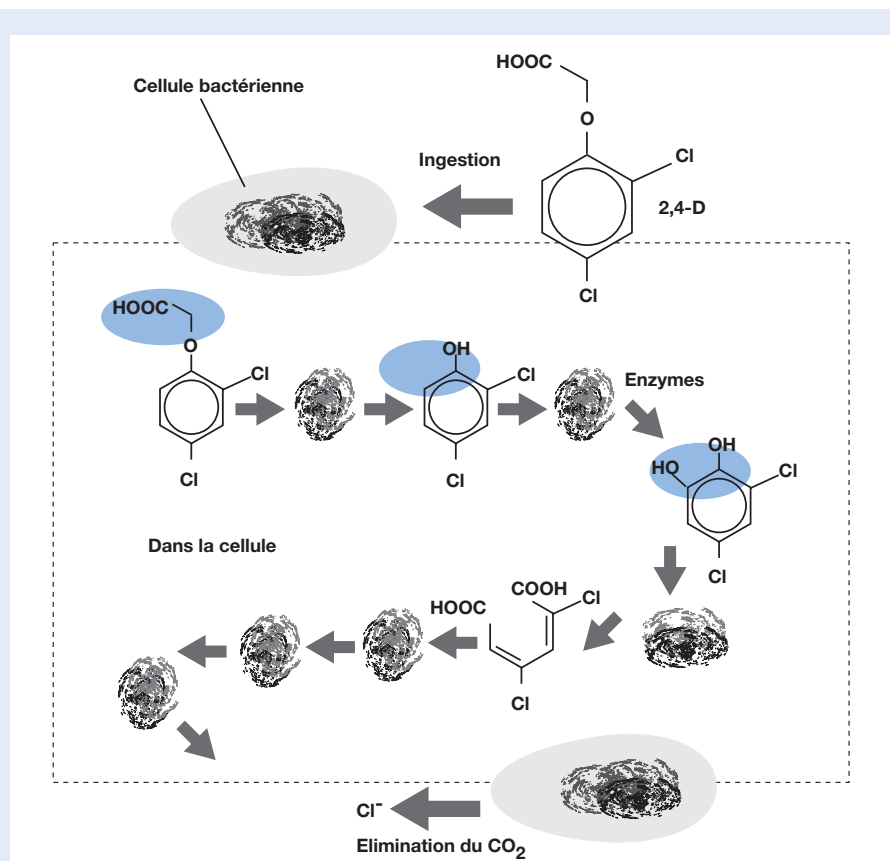


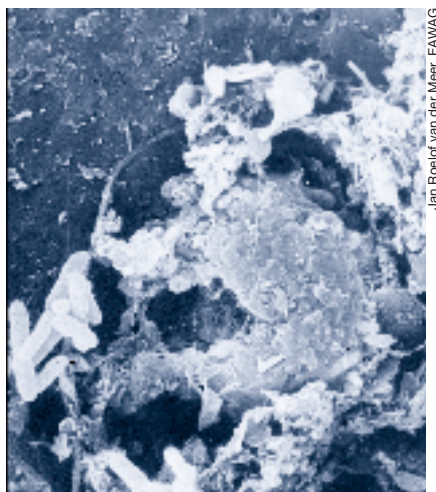
Fig. 1 La dégradation du 2,4-D fait intervenir une demi-douzaine d'enzymes spécifiques (représentés ici par des structures grises voilées) dans la cellule bactérienne. Ces enzymes transforment le 2,4-D progressivement en dioxyde de carbone, en chlorure et en eau.

assez rapidement. Les composés de synthèse ayant des structures nouvelles ou comprenant des groupes chimiquement très stables ressemblent trop peu aux substances naturelles auxquelles les bactéries sont adaptées. L'atrazine, l'hexachlorocyclohexane ou le bentazone sont quelques exemples parmi d'autres. D'autres composés existent en plusieurs stéréoisomères (comme le Mecoprop), dont la dégradabilité est différente.

En obligeant les fabricants à tester la dégradabilité et la toxicité des nouveaux produits chimiques, on a sans aucun doute amélioré la situation de l'environnement. Toutefois, certains produits chimiques difficilement dégradables sont toujours utilisés tandis que de nouvelles substances apparaissent sur le marché.

Adaptation aux substances nouvelles

On a déjà constaté à plusieurs reprises que les bactéries s'adaptent après un certain temps aux nouvelles substances chimiques. Ainsi, certains indices donnent à penser que l'atrazine est devenue biodégradable alors que, récemment encore, ce produit était considéré comme *non dégradable*. Des recherches menées à l'EAWAG sur les bactéries colonisant les eaux souterraines polluées ont mis en évidence que les microorganismes ont développé une stratégie d'adaptation. Cette adaptation est possible grâce aux mécanismes spécifiques dont disposent les bactéries et qui



Reproduction EM de divers groupes de bactéries.

leur permettent d'opérer des transferts génétiques horizontaux: l'héritage génétique d'une bactérie est ainsi transmis à une autre bactérie, ce qui lui confère de nouvelles propriétés.

Le suivi annuel d'un aquifère pollué par du chlorobenzène, aux Etats-Unis, a montré qu'en l'absence de toute intervention, la contamination régressait lentement d'elle-même (fig. 2). En comparant la population bactérienne dans la zone contaminée avec la population bactérienne située en dehors de cette zone, on voit que des bactéries spécifiques se sont développées dans le sous-sol pollué. Ces bactéries ont repris par transfert horizontal une partie du patrimoine génétique d'autres bactéries, ce qui leur permet de dégrader complètement le chlorobenzène. La sélection naturelle a favorisé les bactéries qui pouvaient dégrader le chlorobenzène le plus rapidement possible.

Activation des bactéries

La dégradation complète d'un micropolluant dépend encore d'un autre facteur biologique pratiquement impossible à manipuler. En effet, les bactéries ont besoin d'un certain temps pour adapter leur métabolisme à l'évolution des conditions environnementales. Si un micropolluant apparaît subitement, il faut attendre un certain temps jusqu'à ce que la bactérie soit «activée», c'est-à-dire qu'elle ait pour ainsi dire constaté que ce micropolluant est en fait biodégradable. Des expériences de cultures bactériennes en laboratoire ont mis en évidence que ce processus d'activation est le résultat d'un mécanisme complexe dont dépendent la rapidité et l'aptitude de la bactérie à éliminer un micropolluant donné. En guise d'illustration, prenons deux exemples.

■ Mettons dans une éprouvette un liquide contenant un micropolluant en solution. On y ajoute une grande quantité de bactéries qui peuvent dégrader ce composé et qui ont déjà adapté leur métabolisme en conséquence. L'éprouvette est agitée afin de donner suffisamment d'oxygène aux bactéries. Le polluant va maintenant disparaître relativement rapidement et complètement.

■ Répétons l'expérience, mais dans un autre ordre. Les bactéries n'ont pas encore adapté leur métabolisme à la dégradation du polluant. On peut maintenant observer comment elles s'adaptent en fonction de la concentration du polluant (fig. 3). L'intéressant, c'est qu'on constate fréquemment un seuil de concentration à dépasser pour que les bactéries activent leur métabolisme spécial.

Dès lors, les bactéries qui se trouvent en milieu naturel, p. ex. dans le sous-sol, peuvent certes avoir la capacité de dégrader un polluant donné, mais elles ne convertissent pas leur métabolisme tant que la concentration du polluant demeure inférieure au seuil d'activation. La dégradation s'effectue alors beaucoup plus lentement ou pas du tout.

Handicap physique des bactéries

La dernière condition à remplir pour que la dégradation soit optimale est en fait une

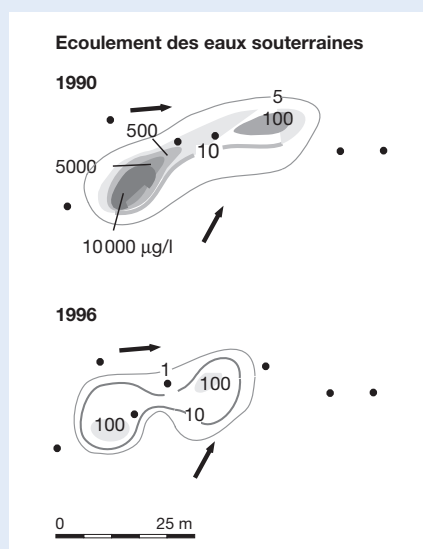


Fig. 2 Dégradation spontanée du chlorobenzène dans un aquifère pollué aux Etats-Unis. En moins de six ans, la majeure partie du chlorobenzène a été «dégradée» par des bactéries qui se sont adaptées à la situation (isogènes: zones caractérisées par la même concentration en chlorobenzène; points noirs: puits de captage). Schéma selon [3].

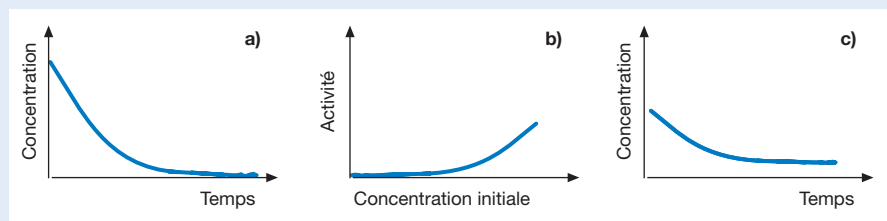


Fig. 3 a) Sous conditions optimales de laboratoire et avec une population bactérienne suffisamment active, il est possible d'atteindre l'élimination totale d'un composé donné. b) Si les bactéries ne sont pas actives, la concentration du polluant doit en général dépasser un certain seuil pour activer leur métabolisme spécifique. c) Dans les systèmes dynamiques, comme p. ex. une colonne de terrain, l'élimination du polluant n'est jamais complète, même si les bactéries sont activées, car le transport du polluant jusqu'aux bactéries est un facteur limitatif.

Le «Swiss Transdisciplinary Award» honore une équipe de l'EAWAG

Dirigée par *Bernhard Truffer*, l'équipe du projet «Ecocourant» a reçu le premier «Swiss Transdisciplinary Award». D'un montant total de Fr. 50 000.–, les prix ont été décernés dans le cadre de la Conférence internationale pour la transdisciplinarité à l'EPFZ.

Le jury, mené par la présidente du Conseil de la recherche du Fonds national suisse de la recherche scientifique, l'éminente professeur *Heidi Diggelmann*, a primé des projets illustrant particulièrement bien un aspect de recherche transdisciplinaire. Le projet de l'EAWAG consacré à l'élaboration de critères pour l'écocourant a reçu le prix de Fr. 15 000.– dans la catégorie «Importance sociale». Par ailleurs, tous les membres (actuels et anciens) du groupe Ecocourant ont reçu un diplôme pour leur contribution exceptionnelle à la recherche transdisciplinaire. Deux autres projets d'Allemagne et d'Autriche ont également été primés. Les prix ont été mis à disposition par la Fondation Gerbert Ruef.



Ueli Bundi, EAWAG

question triviale: comment les bactéries font-elles pour arriver jusqu'à leur nourriture? De nombreuses bactéries ont des flagelles qui leur permettent certes de nager sur de courtes distances, mais dans le sous-sol, elles doivent vraisemblablement adhérer aux particules. Comme elles ne peuvent se déplacer autrement, il incombe aux nutriments d'aller jusqu'aux bactéries.

Dès lors, il y a lieu de se demander comment un herbicide répandu à la surface du sol parvient aux bactéries capables de le dégrader, lesquelles se trouvent, admettons, à une profondeur de 10 cm. Prenons le problème à l'envers: comment un herbicide est-il dégradé lorsqu'il est emporté par lessivage jusque dans les couches profondes, là où les bactéries spécifiques ne se trouvent plus?

A l'échelle microscopique, le transport par diffusion d'une bactérie adhérant à une particule nécessite un film d'eau d'environ 1 µm d'épaisseur. Une partie du substrat polluant dissous peut échapper à la dégradation parce qu'il n'arrive pas par diffusion jusqu'aux bactéries spécialisées.

Si on veut garantir une dépollution microbiologique, il faut encore veiller à ce que le polluant parvienne de manière optimale jusqu'aux bactéries capables de le dégrader. Si ces bactéries ne sont pas disponibles, on peut essayer de les introduire localement (les bactéries sont répandues sur le sol).

Quant aux polluants difficilement biodégradables ou non dégradables, il y a lieu de décider s'il faut interdire de telles substances polluantes ou si on accepte l'accumulation des micropolluants dans le sous-sol.



Jan Roelof van der Meer
Généticien, chargé de cours à la Division des sciences environnementales à l'EPFZ. Domaine de recherche: potentiel d'adaptation des bactéries à l'environnement et utilisation de bactéries spécifiques pour la bioépuration des pollutions environnementales.

Coauteur: **Hans-Peter E. Kohler**

- [1] OFS & OFEFP (1997): L'environnement en Suisse, 1997 – Chiffres, faits, perspectives.
- [2] Kohler H.-P. E., Nickel K., Bunk M. and Zipper C. (1999): Microbial transformation of the chiral pollutants mecoprop and dichlorprop. In: Fass et al., Eds. Novel approaches for bioremediation of organic pollutants. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 1999.
- [3] van der Meer, J.R., Werlen C., Nishino S., and Spain J. (1998): Evolution of a pathway for chlorobenzene metabolism leads to natural attenuation in a contaminated ground water. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 4185–4193.



Walter Wagner, EAWAG

L'agriculture, source de pollution pour les eaux souterraines.

suite de la page 20

Eaux souterraines arsenicales: une catastrophe pour le Bangladesh

à l'aide de l'ordinateur. Toutefois, il y a encore trop d'inconnues au niveau des constantes de réaction de sorte que la pertinence de la modélisation demeure limitée pour l'heure.

Technologie adaptée aux circonstances: un potentiel de recherche à exploiter!

Les réactions d'oxydoréduction du fer et du manganèse modifient considérablement la répartition des polluants et, partant, la qualité de l'eau souterraine. Si on connaît les réactions déterminantes, on peut améliorer

la qualité de l'eau en prenant des mesures adéquates avant et après le captage de l'eau potable. En oxygénant les sédiments entourant les puits de captage, on pourrait par exemple réduire la teneur en fer et en manganèse, voire même la teneur en arsenic dans l'eau captée. Les procédés de traitement photochimiques offrent également des perspectives intéressantes pour l'élimination des polluants tant organiques qu'inorganiques et la désinfection de l'eau potable. Le développement de technologies adaptées aux circonstances présuppose une connaissance aussi détaillée des réactions

fondamentales que pour les procédés techniques plus complexes. Alors qu'il faut développer des technologies simples en collaboration avec les pays en voie de développement, l'acquisition des connaissances fondamentales ne va pas sans les laboratoires bien équipés des pays industrialisés. Quoi qu'il en soit, les pays en voie de développement devront tôt ou tard se doter d'installations performantes pour le traitement de l'eau, du moins dans les régions urbaines à forte densité, ce qui n'ira pas sans transfert des connaissances ni sans collaboration avec les pays industrialisés.

Délimitation des aires d'alimentation autour des captages d'eau souterraine

En matière de protection des captages d'eau souterraine les mesures d'aménagement du territoire ont été complétées par la nouvelle ordonnance fédérale sur la protection des eaux. Cette ordonnance prévoit désormais une aire d'alimentation souterraine (Z_U) et une aire d'alimentation en surface (Z_O). Dans la plupart des cas, des estimations suffisent pour dimensionner Z_U . En revanche, lorsqu'il y a des infiltrations en provenance d'un cours d'eau ou des pentes latérales, ces estimations ne suffisent plus.

Amélioration de la protection des eaux souterraines

La nouvelle ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux) est entrée en vigueur au début de 1999. Elle règle aussi les mesures d'aménagement du territoire en matière de protection des captages d'eau souterraine. La protection instaurée par l'OEaux est subdivisée en trois éléments d'aménagement:

- le secteur de protection A_U , destiné à protéger les eaux souterraines exploitables, et le secteur de protection A_O , destiné à préserver la qualité des eaux superficielles exploitables,
- l'aire d'alimentation Z_U , destinée à préserver la qualité des eaux souterraines qui alimentent les captages et l'aire d'alimentation Z_O , destinée à préserver la qualité des eaux superficielles aux abords des captages,
- les zones de protection des eaux souterraines I à III.

Les secteurs et les zones de protection ont été repris pratiquement sans modification de l'ancienne ordonnance. En revanche, les aires d'alimentation Z_U et Z_O constituent des éléments nouveaux. Ces aires d'alimentation sont destinées «à protéger la qualité des eaux qui alimentent des captages d'intérêt public, existants et prévus, si l'eau est polluée par des substances dont la dégradation ou la rétention est insuffisante, ou si de telles substances présentent un danger concret de pollution».

Les critères de dimensionnement de Z_U sont bien connus et reposent sur des hypothèses simplifiées, à savoir:

- l'aquifère est homogène, isotrope et très étendu,

■ les flux d'eau souterraine sont constants et suivent un tracé horizontal. Sur les plans d'aménagement, Z_U est par conséquent représenté sous forme de parabole (cf. fig. 1).

Cas problématiques

Dans les vallées préalpines, de type glacio-fluviatile, dont l'aquifère est constitué de couches de gravier et sable, il existe au

moins deux cas problématiques, pour lesquels la méthode d'évaluation simple ne suffit pas:

- infiltrations d'eau polluée provenant des eaux fluviales (p. ex. en aval des exutoires de STEP)
 - afflux d'eau polluée (p. ex. par les engrais) en provenance des flancs de la vallée.
- Dans les deux cas, il faut procéder à des analyses approfondies. Outre les méthodes

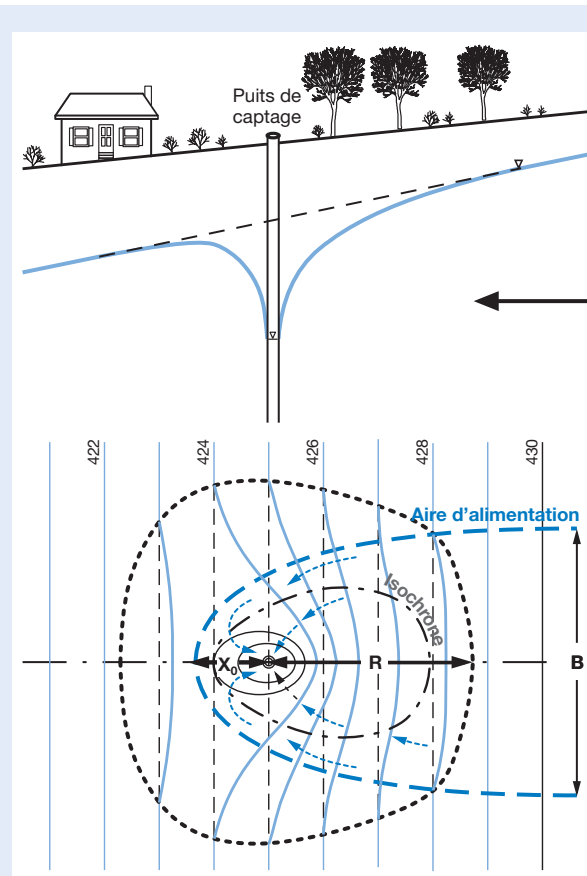


Fig. 1
Aire d'alimentation d'un captage d'eau souterraine, avec et sans pompage.

En haut: représentation en coupe
En bas: direction de l'écoulement de droite à gauche, représentation en plan (d'après [1], modifié).

Lignes continues: isohypses en situation de pompage (niveau de la nappe phréatique, en bas avec indication de l'altitude)

Représentation en plan:

- ← Flèches bleues en pointillé: lignes d'écoulement en situation de pompage;
- Zone en pointillé: cône de dépression du niveau phréatique en situation de pompage;
- Lignes continues en bleu: isohypses en situation de pompage;
- Lignes en traitillé: isohypses sans pompage;
- — Parabole en traitillé large: aire d'alimentation;
- - - Ligne en point-traitillé: isochrone (même temps de séjour jusqu'au point de captage);
- X_0 : distance du point de captage au point de stagnation;
- R: cône de dépression phréatique en amont du point de captage, dans l'axe de l'écoulement phréatique;
- B: largeur maximale de l'aire d'alimentation.

classiques telles que forages, analyse hydrochimique et géophysique, on a avantage à recourir aux méthodes modernes (p. ex. analyse par traçage et modélisation mathématique). Ces deux cas seront illustrés à l'aide d'un exemple.

a) Ecoulements d'eau d'infiltration dans le Toesstal

Dans le matériau graveleux-sableux du Toesstal moyen, au sud de Winterthur (région du Linsental), les Services industriels de Winterthur exploitent plusieurs captages d'eau importants, notamment les captages Sennschuer et obere Au. Dans les années cinquante, l'écoulement des eaux souterraines a été étudié dans cette région. De nombreuses mesures piézométriques ont permis de définir les isohypses (lignes délimitant les différents niveaux de la nappe phréatique), et ce, aussi bien en situation avec et sans pompage. Les résultats ont été interpolés manuellement et reportés sur des plans. En situation de pompage, les plans n'indiquent pas si le captage est exclusivement alimenté par les eaux d'infiltration provenant de la Toess. L'hypothèse selon laquelle le captage est exclusivement alimenté par de l'eau fraîchement infiltrée semble erronée et est probablement due à la représentation bi-dimensionnelle en plan. Il y a tout lieu de croire au contraire que le captage est aussi alimenté par la nappe sous-jacente à la Toess. Cette nappe profonde prend son origine en amont et est alimentée soit par la Toess, soit par les précipitations et l'afflux des pentes latérales. Effectuée à l'aide de méthodes de traçage (p. ex. gaz rares, [2, 3]), la datation des eaux souterraines conforte cette hypothèse. Une représentation bi-dimensionnelle en coupe des potentiels permettrait de corriger en partie l'hypothèse erronée de départ. Toutefois, cette représentation ne permet pas davantage de représenter les écoulements souvent obliques. Seule une modélisation en trois dimensions est susceptible de rendre compte du mélange entre les différents types d'eaux souter-

raines et de leurs temps de séjour jusqu'au captage.

Dans le cadre d'une thèse présentée à l'EPFZ et à l'Université de Berne [4], un modèle mathématique à 5 niveaux a été mis au point. Ce modèle a été calibré d'après d'anciennes mesures du niveau phréatique et de la perméabilité, mais aussi – et pour la première fois – d'après de nouvelles mesures de datation des eaux en présence. La fig. 2 illustre la nappe sous-jacente à la Toess et le mélange des différents types d'eaux souterraines. La représentation en 3 dimensions a pour désavantage que la pertinence des lignes d'écoulement est limitée. Cette pertinence s'améliore lorsque le temps de séjour moyen est confirmé par des résultats de mesures de traçage. Dans tous les cas, les lignes d'écoulement dé-

pendent avant tout de la perméabilité de la couche aquifère et de sa répartition dans l'espace.

b) Apports latéraux dans le Klettgau

Situé dans le canton de Schaffhouse, le Klettgau est également une vallée de matériaux graveleux-sableux, toutefois sans cours d'eau. Les eaux souterraines sont presque exclusivement alimentées par l'infiltration des eaux de pluie et par l'afflux des pentes latérales. La qualité des eaux souterraines est perturbée par du nitrate d'origine anthropique (surtout le captage de Chrummenlanden, commune de Neunkirch, et le captage de Trasadingen) et par du sulfate géogène (captage de Trasadingen). Un modèle 2-D a été établi pour cette région et calibré d'après les mesures du

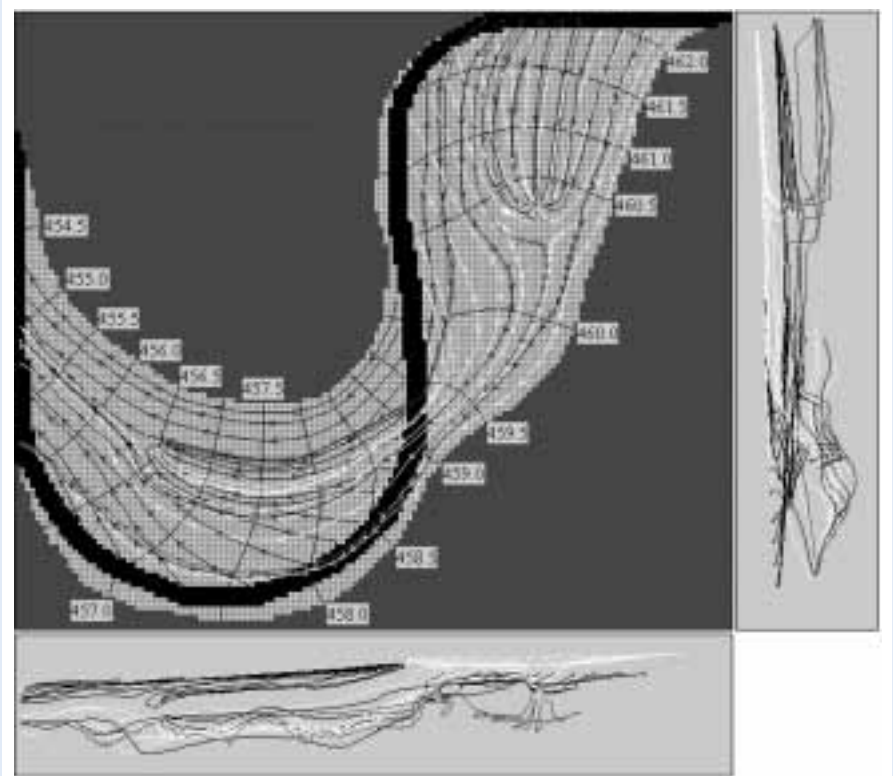


Fig. 2 Représentation 3-D de l'écoulement souterrain en situation de pompage, dans le Linsental (Winterthur). Les différents teintes de gris correspondent à des lignes d'écoulement spécifiques (Toess, niveaux de modélisation 3 et 5). (graphique: [4])



Walter Wagner, EAWAG

Dans le Linsental, la nappe sous-jacente à la Toess assure l'approvisionnement en eau potable de Winterthur.

niveau phréatique et de la perméabilité de l'aquifère [5, 6]. Les résultats des analyses hydrochimiques et la comparaison des niveaux phréatiques ont mis en évidence, pour les deux captages, d'importants afflux latéraux provenant de zones karstiques situées en bordure de la vallée. Dans le cas de Chrummenlanden, le modèle indique que certaines eaux souterraines ont un temps de séjour d'environ 5 mois seulement dans le fond de la vallée. Cette modélisation ne permet toutefois pas d'évaluer:

- la part des afflux latéraux souterrains dans les eaux souterraines captées,
- la profondeur des afflux latéraux souterrains,
- la limite extérieure de l'aire d'alimentation souterraine Z_U .

De même que pour le problème des infiltrations, on aurait avantage à traiter le problème des afflux latéraux souterrains avec une modélisation en trois dimensions.

Evaluation de Z_U : aspects financiers

L'évaluation de la limite extérieure de Z_U dépend de la connaissance du système d'écoulement. Dans les deux cas présentés plus haut, la simulation mathématique à l'aide de méthodes stochastiques peut permettre d'intégrer l'incertitude du modèle dans le calcul de Z_U (p. ex. [7]). La probabilité que Z_U corresponde à la réalité augmente en fonction du nombre de données à disposition. En doublant le nombre de mesures, on réduit à peu près de moitié la zone à l'intérieur de laquelle il est probable de trouver l'aire Z_U .

La délimitation de Z_U représente donc un facteur de coût important. Le coût global des mesures de protection prises dans l'aire Z_U comprend le coût des analyses et le coût des mesures de protection, par exemple sous forme de paiements directs à l'agriculture. Ces deux facteurs de coût doivent être équilibrés. Plus les données sont précises, plus le surcroît de travail coûte. Plus les données sont incertaines, plus Z_U est étendu et plus les paiements directs sont élevés (fig. 3). La superposition des deux facteurs de coûts – coûts d'analyse et mesures de protection – permettra d'atteindre un optimum.

Méthodes de mesure et instruments d'exécution

Aux yeux de l'EAWAG, il est urgent d'élaborer les instruments nécessaires pour la délimitation de l'aire d'alimentation souter-

raine Z_U dans les cas d'infiltration de cours d'eaux et d'afflux latéraux souterrains. Ces cas appellent des études de cas détaillées pour garantir une qualité intégrale des ressources d'eau souterraine. Il s'agit en particulier:

- de définir les méthodes de mesure pour les paramètres déterminants, p. ex. la distribution des temps de séjour et le mélange des différentes eaux souterraines,
- de créer les instruments analytiques nécessaires pour définir le périmètre de Z_U et de Z_O dans les deux cas en question.



Eduard Hoehn
Dr. sc.nat. ETHZ, hydrogéologue, thèse en 1978. 1980–1981: Visiting Scholar, Stanford University, Dept. of Applied Earth Sci. et Dept. of Civil Eng. Depuis 1993 à l'EAWAG. Activités principales:
a) FoSP: direction du sous-projet «Sites contaminés/décharges», en collaboration avec Annette Johnson. b) Projet transdisciplinaire «Ökostrom»: direction du groupe «Zones alluviales», en collaboration avec Tom Gonser, membre du groupe d'évaluation et membre de la direction du projet.

Coauteurs: Norbert Mattle (Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETHZ, 8093 Zurich, et Physikalisches Institut der Universität Bern, 3012 Bern) et Herbert Bühl (Oekoage AG, 8200 Schaffhouse).

[1] Richter W., W. Lillich, 1975, Abriss der Hydrogeologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller), Stuttgart, 281 pp.

[2] Hofer M., W. Aeschbach-Hertig, U. Beyerle, S.B. Haderlein, E. Hoehn, Th.B. Hofstetter, A. Johnson, R. Kipfer, A. Ulrich, and D.M. Imboden, 1997, Tracers as essential tools for the investigation of physical and chemical processes in ground water systems, *Chimia* 51, 941–946.

[3] Beyerle, U., W. Aeschbach-Hertig, M. Hofer, D.M. Imboden, H. Baur, & R. Kipfer, 1999, Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with $^3\text{H}/^3\text{He}$, noble gases and CFCs, *J. Hydrol.* 200, 169–185.

[4] Mattle, N., 1999, Interpretation von Tracerdaten mittels Boxmodellen und numerischen Strömungs-/Transportmodellen, PhD thesis, University of Berne, Switzerland.

[5] Oekoage, 1999, Zuströmbereiche im schweizerischen Klettgau. Entwicklungskonzeption Klettgaurinne, Bericht Nr. 99–452.

[6] Bühl, H., & O. Tietje, 1999, Mathematisches Grundwassermodell Klettgaurinne, Mitt. natf. Ges. Schaffhausen 44, 35–49.

[7] Vassolo, S., W. Kinzelbach, W. Schäfer, 1998, Determination of a well head protection zone by stochastic inverse modeling, *J. Hydrol.* 206 (3–4), 268–280.

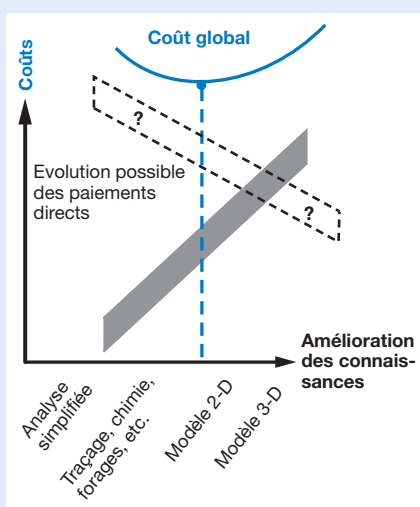


Fig. 3
Coût global pour la définition de Z_U : Rapport entre les coûts d'analyse (barre en gris) et les économies sur les mesures de protection, p. ex. sur les paiements directs (barre en traitillé).

Filtration membranaire: solution d'avenir pour la potabilisation des eaux karstiques

La filtration membranaire ouvre de nouvelles perspectives financièrement avantageuses pour la potabilisation des eaux de sources dans les régions karstiques. La mise à l'essai de différents procédés de filtration sur membrane pour le traitement des eaux karstiques à forte densité colloïdale montre que tous ces procédés permettent d'obtenir de l'eau potable de qualité irréprochable. Il faut toutefois tenir compte des processus de colmatage qui limitent le champ d'application et la durée de vie des membranes. Parmi les procédés examinés, l'ultrafiltration, avec adjonction si nécessaire de poudre de charbon actif, s'est révélée adéquate pour la potabilisation de l'eau.

Sources karstiques: sources de problème

Dans les régions karstiques, la potabilisation des eaux de source pose plusieurs problèmes d'ordre quantitatif et qualitatif. A cet égard, le Jura est un exemple typique: nombreuses sont les petites communes dont l'approvisionnement en eau est menacé par la pollution des eaux brutes. Cette pollution est d'origine naturelle (colloïdes, sulfate) ou d'origine anthropique (lixiviats, agriculture). Les principaux problèmes de qualité sont les suivants: turbidité, teneur bactérienne élevée, parasites, défauts organoleptiques, teneur élevée en nitrate et en ammonium, concentrations (localement) élevées en chlorohydrocarbures ou en pesticides. La plupart des paramètres caractérisant l'eau de source dépendent des conditions météorologiques, de sorte que leurs variations peuvent être aussi imprévisibles que considérables.

L'eau potable devant répondre à des critères de qualité bien définis, l'eau brute passe par une filière de traitement complexe, dont les différents paliers sont les suivants: floculation, filtration, ozonation, filtration sur charbon actif, protection du réseau. A cet égard, la filtration membranaire offre des perspectives intéressantes puisqu'elle permet de simplifier considérablement le traitement de l'eau. Cette technologie se développe à une vitesse fulgurante et est encore peu répandue dans le secteur du traitement de l'eau. Ses avantages tant techniques qu'économiques

contribueront sans aucun doute à sa généralisation dans ce secteur.

Les membranes au banc d'essai

Les expériences effectuées jusqu'à présent montrent que l'efficacité de la filtration membranaire est étroitement dépendante de la qualité de l'eau brute. En général non pertinents, certains paramètres qualitatifs tels que granulométrie des particules en suspension, nanométrie des matières organiques dissoutes, concentration des sels dissous, etc. deviennent décisifs pour le comportement longue durée des membranes. L'exploitation d'une installation pilote sur place pendant au moins une année est nécessaire pour évaluer la performance et la rentabilité des différentes solutions à l'échelle industrielle.

Il s'agit de comparer les caractéristiques hydrauliques et qualitatives de la microfiltration, de l'ultrafiltration et de la nanofiltration. A cet effet, trois installations pilotes

de marques différentes ont été testées pendant deux ans dans la commune de Cornol (JU), forte de quelque 800 habitants (cf. tableau 1). Ces essais étaient en particulier conçus pour analyser le colmatage des membranes.

Modes d'exploitation

Comme son nom l'indique, la filtration membranaire fonctionne à l'aide d'une membrane. Les autres éléments de l'installation sont la préfiltration, la pompe de surpression, le bassin de perméat et la pompe de lavage à contre-courant.

Les impuretés sont retenues et concentrées par la membrane. Lorsque le perméat est produit sans lavage à contre-courant, on parle de filtration directe. Dans ce cas, il se forme peu à peu une couche de matériau particulière à la surface de la membrane, de sorte qu'il faut augmenter proportionnellement la pression transmembranaire. Cette couche particulière ne peut être réduite que par lavage à contre-courant.

Une autre solution consiste à faire recirculer plusieurs fois le concentré particulière avec l'eau brute à travers le module de filtrage. Cette recirculation génère des courants tangentiels assez forts à la surface de la membrane, de sorte qu'une grande partie des particules restent en suspension, ralentissant ainsi le colmatage de la membrane. On parle ici de filtration à flux croisé. Ce mode d'exploitation permet d'utiliser les membranes soit plus longtemps, soit pour des eaux brutes plus chargées. Même régulier, le lavage à contre-courant ne permet

Microfiltration, ultrafiltration et nanofiltration

Plus les pores d'une membrane sont petites,

- plus les particules retenues sont petites,
- plus le débit membranaire est petit (flux membranaire),
- plus la pression transmembranaire doit être élevée (consommation d'énergie).

La **microfiltration** (pores d'env. 0,2 µm) sert à filtrer les particules en suspension et permet d'obtenir une eau exempte de tout germe bactérien.

L'**ultrafiltration** (pores d'env. 0,01 µm) sert à éliminer les microparticules en suspension, de même que les virus et les molécules organiques de grande taille.

La **nanofiltration** (pores d'env. 0,001 µm) convient à l'élimination des sels minéraux (Ca²⁺, Mg²⁺), des anions indésirables (NO₃⁻, SO₄²⁻) et des molécules organiques plus petites. L'eau brute ne doit toutefois contenir aucune phase particulaire.

pas d'éviter totalement la baisse du débit membranaire ni l'augmentation correspondante de la pression transmembranaire. De temps à autre, il faut donc opérer un lavage chimique de la membrane, en utilisant des détergents, des oxydants et autres produits chimiques pour rétablir le débit membranaire d'origine.

Enfin, la microfiltration et l'ultrafiltration peuvent être précédées de l'adjonction de poudre de charbon actif dans l'arrivée d'eau brute. D'abord adsorbées par le charbon actif, les microparticules organiques sont ensuite retenues avec la poudre de charbon par la membrane.

Performances de filtration

Les performances de filtration sont consignées dans le tableau 2. On voit que la microfiltration et l'ultrafiltration se distinguent essentiellement au niveau des particules extrêmement petites, telles que les virus par exemple. Beaucoup plus compliquée, la nanofiltration est surtout efficace pour éliminer les sels minéraux, le sulfate, le nitrate et les microparticules organiques. L'adjonction de charbon actif en poudre permet d'améliorer considérablement les performances de la microfiltration et de l'ultrafiltration, notamment en ce qui concerne les matières organiques dissoutes.

Les crêtes de turbidité favorisent le colmatage des membranes

Qu'il soit rapide ou lent, le colmatage de la membrane peut résulter de différents processus. Tant que le lavage à contre-courant permet de rétablir le niveau du débit membranaire initial et, partant, la pression transmembranaire initiale, l'exploitation peut être considérée comme normale. Mais si, en dépit des nettoyages chimiques, la performance de la membrane baisse, il faut s'attendre à des dérangements et à un abrègement de la durée de vie de la membrane. Pour minimiser le colmatage à long terme, on peut prétraiter l'eau brute, modifier le processus de lavage à contre-courant ou baisser le débit membranaire.

Tant la microfiltration que l'ultrafiltration réagissent négativement aux crêtes de turbidité caractéristiques de l'eau de source. L'augmentation rapide de la turbidité de <1 FTU (Formazin Turbidity Unit) à plus de 150 FTU en moins de quelques heures a provoqué une augmentation subite de la pression transmembranaire, et ce, pour les deux types d'installation. Le colmatage des membranes n'a pas pu être évité en dépit de l'intensification des lavages.

| | Microfiltration Memtec | Ultrafiltration Aquasource | Nanofiltration Filmtech Dow |
|---------------------------------------|---------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Type de membrane | Polypropylène | Dérivé cellulosique | Polyamide |
| Pores [µm] | 0,2 | 0,01 | ≈ 0,001 (200 Dalton) |
| Type de module | Module capillaire | Module capillaire | Module en spirale |
| Pression de service [bar] | 1–3 | 1–3 | 8–9 |
| Flux d'eau pure [l/m ² ·h] | 300 | 240 | 40 |

Tab. 1
Caractéristiques des membranes testées.

| | Microfiltration | Ultrafiltration avec CAP* | Nanofiltration | |
|-------------------|-----------------|------------------------------|----------------|--------|
| Turbidité | 97–100% | 97–100% | – | |
| Bactéries | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Virus | 2–3 log | >7 log | >7 log | >7 log |
| COD | 12% | 12% | 40% | 90% |
| Trichloroéthylène | 0% | 0% | 75% | 90% |
| Perchloroéthylène | 0% | 0% | 80% | 90% |
| Atrazine | 0% | 0% | 98% | 90% |
| Calcium | 0% | 0% | 0% | 95% |
| Sulfate | 0% | 0% | 0% | 99% |
| Nitrate | 0% | 0% | 0% | 35% |

log = réduction en fonction du nombre d'unités logarithmiques

Tab. 2
Filtration de divers composants présents dans l'eau au moyen de différents procédés membranaires.

| Mode d'exploitation | Microfiltration | | Ultrafiltration | | Nanofiltration (après microfiltration) |
|-------------------------------|----------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|--|
| | Filtration directe | Recirculation à flux croisé | Filtration directe | Recirculation à flux croisé | Recirculation à flux croisé |
| Flux initial (eau pure) | 300 | – | 240– | – | 40 |
| Turbidité basse (<10 FTU) | 125 | 85 | 120–140 110 (+CAP*) | 90 | 33 |
| Turbidité moyenne (10–60 FTU) | 80 | 75 (+CAP*) | – | 75 90 (+CAP*) | – |
| Turbidité élevée (>60 FTU) | 60 | – | – | 60 | – |
| Problèmes d'exploitation | Colmatage dû aux colloïdes | | Colmatage dû aux matières organiques | | Prétraitement et régulation du pH nécessaire |

* CAP = adjonction de charbon actif en poudre, diamètre env. 15 µm

Tab. 3
Débit du perméat en l/(m²·h) dans différentes conditions d'exploitation (20 °C).

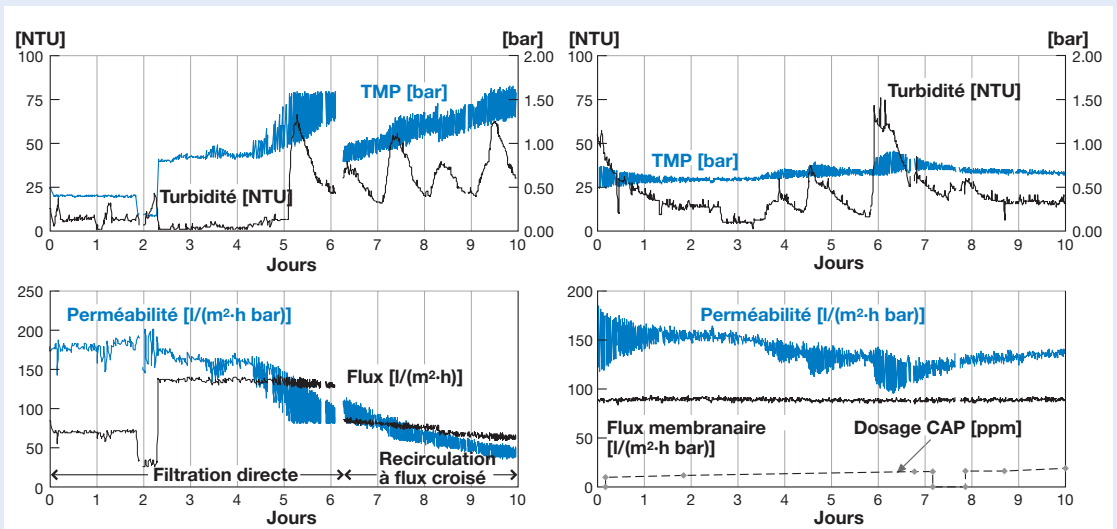
Colmatage: causes diverses

En y regardant de plus près, on voit que le processus de colmatage ne résulte pas du même mécanisme dans le cas de la microfiltration et dans celui de l'ultrafiltration. Selon les analyses de la phase particulaire durant les crêtes de turbidité, une partie non négligeable des particules ont un diamètre inférieur à 0,2 µm, soit un diamètre inférieur à celui des pores de la membrane de microfiltration. Ces particules s'introduisent donc dans le microfiltre et y restent en partie accrochées. Au fil du temps, ce phénomène de colmatage se développe de manière irréversible. Plus le nombre de crêtes de turbidité est élevé, plus le phénomène de colmatage s'accroît. Même les lavages chimiques ne permettent pas de restaurer

complètement les performances de la membrane.

Dans le cas de l'ultrafiltration, les pores de la membrane ont un diamètre de 0,01 µm et retiennent par conséquent même les particules les plus fines du côté concentré. Selon les mesures effectuées durant les crêtes de turbidité, la concentration de matières organiques naturelles en solution (et notamment du carbone organique dissous, COD) augmente en parallèle à l'augmentation de la turbidité. Lors d'études préliminaires, l'ultrafiltration ne présente aucune perte de performance jusqu'à 1500 mg de substance sèche par litre (SS/l) (soit environ 900 FTU), pour autant que l'eau soit pratiquement exempte de COD. Lors des essais *in situ* toutefois, le colmatage des membranes

Fig. 1
Evolution de la pression différentielle transmembranaire et des débits spécifiques de perméat dans le cas de l'ultrafiltration, durant une période où de fortes crêtes de turbidité se sont succédées à un rythme rapide; à gauche: maîtrise de l'exploitation en adaptant le flux membranaire et la recirculation à flux croisé; à droite: réduction du colmatage par adjonction préalable de charbon actif en poudre.



ultrafiltrantes s'est déclaré dès que les crêtes de turbidité ont dépassé 60 FTU. De toute évidence, le COD joue un rôle capital dans le fonctionnement de l'ultrafiltration. La fig. 1 (à gauche) illustre le comportement typique d'une membrane d'ultrafiltration pendant une série de crêtes de turbidité. La courbe du débit membranaire montre que le passage de la filtration directe à la filtration à flux croisés ainsi que la diminution du débit d'arrivée ont permis de maintenir l'exploitation de la membrane (lavage toutes les 30 minutes).

L'adjonction de charbon actif en poudre en amont de la filtration sur membrane s'est révélée particulièrement avantageuse, en particulier dans le cas de l'ultrafiltration. Le charbon actif adsorbe en effet une partie du carbone organique dissous (COD) et d'autres micropolluants organiques tels que trichloroéthylène, perchloroéthylène et atrazine. De la sorte, on obtient non seulement un meilleur débit, mais aussi un meilleur filtrage (fig. 1, à droite).

Nanofiltration: prétraitement nécessaire

Les essais de nanofiltration ont clairement démontré qu'un prétraitement suffisant (par microfiltration ou, encore mieux, par ultrafiltration) est la seule solution pour garantir l'exploitation normale du nanofiltre. Dans le cas de la nanofiltration, les pores des membranes ont un diamètre d'environ 0,001 µm (soit 200 Dalton). Celles-ci réagissent dès lors à toutes les sortes de microparticules les plus infimes. Même la turbidité quasiment impossible à mettre en évidence dans le perméat de la microfiltration préalable pendant les crêtes de turbidité suffit pour provoquer le colmatage du nanofiltre. Afin de réduire ce colmatage, imputable aux colloïdes et aux produits de précipitation, il

a fallu abaisser artificiellement le pH par adjonction d'agents chimiques.

Solution pour la potabilisation des eaux karstiques

La fig. 2 illustre les coûts annuels estimés pour les petits distributeurs d'eau, en fonction de la population approvisionnée. Ces estimations sont entachées d'une certaine incertitude parce qu'il n'existe en Suisse encore aucun point de comparaison concernant les installations industrielles de filtration.

Pour que la filtration membranaire atteigne des résultats satisfaisants, il faut soigneusement analyser dans chaque cas en particulier les options technologiques, les performances nécessaires et la rentabilité des installations. De manière générale, on peut dire que la filtration membranaire est concurrentielle par rapport à d'autres procédés classiques lorsque le traitement de l'eau s'avère complexe. Toutefois, il faut ici aussi soigneusement analyser le problème des coûts en tenant compte de l'incertitude subsistant quant à la durée de vie des membranes.

Les essais menés à l'échelle semi-industrielle dans le Jura, région karstique par excellence, ont démontré que les eaux de sources de qualité instable peuvent malgré tout être potabilisées grâce à la technologie des membranes. Les problèmes de colmatage qui se sont manifestés exigent une adaptation dynamique et précise des flux membranaires et des autres paramètres d'exploitation en fonction de l'évolution de la qualité des eaux de source. L'ultrafiltration, éventuellement combinée avec l'adjonction préalable de charbon actif en poudre, s'est révélée être la solution la plus efficace, tant au niveau technologique que financier.

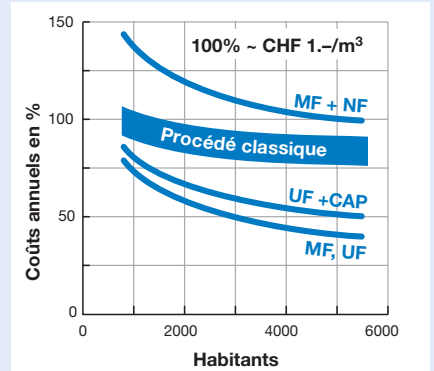


Fig. 2
Technique de traitement classique et techniques de filtration membranaire: dégression des coûts en comparaison.
MF = microfiltration
UF = ultrafiltration
CAP = charbon actif en poudre
NF = nanofiltration



Markus Boller
Ingénieur, chercheur spécialisé dans le domaine de l'épuration des eaux et de la production d'eau potable. Travaille actuellement dans le domaine de l'approvisionnement en eau et de l'évacuation des eaux de pluie; professeur titulaire, chargé de cours sur l'approvisionnement en eau potable et la technologie de l'eau à l'EPFZ, chef du processus «Gestion des eaux urbaines» à l'EAWAG.

Coauteurs: Roberto Pianta (ingénieur, élabore des projets de recherche dans le domaine de la production d'eau potable, notamment concernant les techniques de filtration membranaire dans le cadre du processus «Gestion des eaux urbaines» à l'EAWAG).

- [1] Pianta, R., Boller, M., Janex, M.L., Chappaz, A., Birou, B., Ponce, R., Walther, J.L. (1998) – Micro- and ultrafiltration of karstic spring water, *Desalination* 117, 61–71.
[2] Boller, M. (1998) – Membranverfahren: Bereit für den grosstechnischen Einsatz, *Kommunalmagazin* 7/8, 23–28.

Le projet «Filtration membranaire pour la potabilisation de l'eau» a été mené de concert avec le Bureau d'ingénieurs RWB à Porrentruy, VA TECH WABAG AG à Winterthur et la Lyonnaise des Eaux (CIRSEE) à Paris. Il a bénéficié du soutien financier de l'OFEFP, des cantons JU, BE, BL, BS, SO et de la SSIGE.

De la tour d'ivoire à la tour de verre

Ou comment rapprocher la science du grand public par le dialogue

La table ronde de la Fondation «Science et Cité» s'inscrit dans le cadre d'une expérience originale, visant à ouvrir de nouvelles voies à la compréhension mutuelle en associant public et scientifiques. Une première rencontre a eu lieu au début du mois de février, à Dubendorf et sur l'Uetliberg. Les résultats semblent prometteurs.

A l'aube du 4 février 2000, une douzaine de personnes arrivent à l'EAWAG. Visiblement, les lieux leur sont inconnus. Un monsieur d'âge mûr en complet, une dame à la chevelure toute bouclée et habillée d'un pull-over rose, un jeune en jeans, tous cherchent le chemin de l'aula. Alexander Zehnder, directeur de l'EAWAG, leur explique pourquoi on a fait appel à eux. Les chercheurs souhaitent aller à la rencontre des citoyennes et des citoyens pour définir en commun le pourquoi et le comment de la recherche scientifique. Cette table ronde n'est pas une rencontre d'un jour, mais comprend une dizaine de journées réparties sur trois ans. Il s'agit là d'une initiative unique, du moins en Suisse. Imaginée par la fondation «Science et Cité», cette table ronde représente une nouvelle forme de communication entre scientifiques et public. Ce projet est placé sous la responsabilité de la journaliste Rosmarie Waldner. Dans l'optique d'en tirer des enseignements utiles, une sociologue attachée à la chaire zurichoise d'épistémologie suit les discussions. Si l'expérience s'avère fructifiante, d'autres institutions scientifiques, voire même les chercheurs d'entreprises industrielles ou les hautes écoles spécialisées se joindront à la «Table ronde» pour dialoguer avec Monsieur et Madame Tout-le-monde.

Les objectifs de la «Table ronde»

La fondation «Science et Cité» a été créée en 1998 par les quatre Académies scientifiques suisses, le Fonds national suisse de la recherche scientifique (FNRS), l'Union suisse du commerce et de l'industrie (Vort) et la Fondation Silva Casa; le président du Conseil de fondation est Charles Kleiber, Secrétaire d'Etat du Groupement de la science et de la recherche. «Science et

Cité» est née de la nécessité de trouver de nouvelles formes de dialogue entre science et société, compte tenu du fait que la société évolue aussi sur les plans scientifique et technique. Il suffit de penser au génie génétique ou à l'évolution fulgurante de l'informatique et des télécommunications. Il s'agit de rendre compréhensible le travail scientifique et l'évolution des technologies. Mais on veut aussi chercher des solutions pour que scientifiques et profanes puissent s'entendre au même titre sur les méthodes, les objectifs, les avantages et les désavantages de l'activité scientifique. Dotée d'un budget annuel d'un million de francs, la Fondation a lancé diverses formes de dialogue.

«Cette expérience m'intéresse beaucoup et je suis très curieux de savoir ce qu'il en sortira», confie Alexander Zehnder aux personnes conviées. Dans son institut, il a cherché une douzaine de personnes – de l'apprenti au professeur universitaire, en passant par la doctorante et le technicien –, désireuses de contribuer à la mise en place d'un dialogue commun avec le grand public. Les personnes sensibilisées au problème de la recherche scientifique ont été recrutées dans la région zurichoise, par un institut de sondages d'opinion mandaté par «Science et Cité». Il s'agissait d'obtenir un groupe hétérogène du point de vue de l'âge, du sexe et de l'arrière-plan professionnel.

Il n'y a que le premier pas qui coûte

Les premières heures sont consacrées à la familiarisation avec l'institut et quelques-uns de ses projets. Les citoyennes et citoyens sélectionnés ont pour ainsi dire de la chance car, à l'EAWAG, ils peuvent se

pencher sur un sujet qui leur passe quotidiennement entre les mains: l'eau, sous ses aspects scientifiques, économiques et sociaux.

Ainsi, ils ont appris qu'un ménage consomme en moyenne 50 000 litres par an. La consommation annuelle de l'industrie se monte à 250 000 par habitant, celle de l'agriculture atteignant même un million de litres d'eau par an et par habitant. Tous s'étonnent qu'il faille 10 000 litres d'eau potable pour produire un kilo de viande. Les premières questions fusent: pourquoi ne pas utiliser davantage d'eau de mer? Qu'est-ce qu'on fait contre les canalisations rouillées? Pourquoi est-ce qu'il arrive encore que des cours d'eau soient pollués par des produits chimiques nocifs?

La prochaine étape

A la fin de la deuxième journée, un pôle d'intérêt commun se dégage des innombrables sujets évoqués durant ces deux jours: début juillet, le petit groupe se rencontrera au Centre de limnologie de l'EAWAG à Kastanienbaum, sur le lac des Quatre-Cantons, pour étudier en détail la question des produits chimiques dans les eaux usées. Il s'agira de réfléchir ensemble aux moyens d'inciter l'économie et les consommateurs à changer de comportement ainsi qu'aux moyens de sensibiliser l'opinion publique à la question écologique.

A l'issue de cette première rencontre, tous étaient plutôt fatigués, mais satisfaits. «Je n'aurais jamais pensé qu'un sujet aussi banal que l'eau pouvait cacher autant de problèmes et de questions ouvertes», commente un employé de commerce. «Hier encore, je ne voyais que des visages étonnés. Aujourd'hui, nos nouveaux interlocuteurs manient déjà des notions telles que «eaux usées domestiques» et «aquifère» avec une facilité époustouflante», s'étonne une doctorante de l'EAWAG. Un premier pas dans l'inconnu semble ainsi avoir été franchi.

(Compte rendu: Herbert Cerutti, rédacteur à la NZZ)



Publications et livres

Pour vos commandes, veuillez utiliser le bulletin encarté au milieu du présent numéro.

- 2625 **Suter M.J.-F., Riediker S., Schwoerer V.G.** (1999): Bestimmung von aromatischen Sulfonaten in Deponiesickerwasser und Grundwasser. *Schrr. Biologische Abwasserreinigung* 11, Kolloquium 7./8.6.1999, TU Berlin, 41–56.
- 2626 **Kollmann J., Vieli M., Edwards P.J., Tockner K., Ward J.V.** (1999): Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. *Appl. Vegetation Sci.* 2, 25–36.
- 2627 **Malard F., Tockner K., Ward J.V.** (1999): Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic, and Alpine Res.* 31 (2), 135–150.
- 2628 **Johnson C.A., Kersten M.** (1999): Solubility of Zn (II) in association with calcium silicate hydrates in alkaline solutions. *Environ. Sci. Technol.* 33 (13), 2296–2298.
- 2629 **Bernasconi D.** (1999): Rahmenkonzept zur Gestaltung eines Datenmanagementsystems Siedlungsentwässerung. Diss. ETHZ No. 12 963, Zürich.
- 2630 **Redle M.** (1999): Kies- und Energiegehalt urbaner Regionen in Abhängigkeit der Siedlungsentwicklung. Diss. ETHZ No. 13 108, Zürich.
- 2631 **Buerge I.** (1999): Influence of pH, organic ligands, and mineral surfaces on the reduction of chromium (VI) by Iron (III). Diss. ETHZ No. 13 139, Zürich.
- 2632 **Nay M.** (1999): Transformation of hydrocarbons in an artificial leachate pollution plume under defined redox conditions. Diss. ETHZ No. 13 201, Zürich.
- 2633 **Zollhöfer J.M.** (1999): Spring habitats in northern Switzerland: habitat heterogeneity, zoobenthic communities, and colonization dynamics. Diss. ETHZ No. 13 209, Zürich.
- 2634 **Power M.E., Araujo J.C., van der Meer J.R., Harms H., Wanner O.** (1999): Monitoring sulfate-reducing bacteria in heterotrophic biofilms. *Water Sci. Tech.* 39 (7), 49–56.
- 2635 **Fankhauser R.** (1999): Automatic determination of imperviousness in urban areas from digital orthophotos. *Water Sci. Tech.* 39 (9), 81–86.
- 2636 **Zipper Ch., Fleischmann T., Kohler H.-P.E.** (1999): Aerobic biodegradation of chiral phenoxyalkanoic acid derivatives during incubations with activated sludge. *FEMS Microbiol. Ecol.* 29, 197–204.
- 2637 **Techelet R., Meckenstock R., Steinle P., van der Meer J.R.** (1999): Population dynamics of an introduced bacterium degrading chlorinated benzenes in a soil column and in sewage sludge. *Biodegradation* 10, 113–125.
- 2638 **Kocsis O., Prandke H., Stips A., Simon A., Wüest A.** (1999): Comparison of dissipation of turbulent kinetic energy determined from shear and temperature microstructure. *J. Mar. Systems* 21, 67–84.
- 2639 **Nowack B., von Gunten U.** (1999): Determination of chlorate at low µg/l levels by ion-chromatography with postcolumn reaction. *J. Chromatogr. A* 849, 209–215.
- 2640 **Knauer J., Behra R., Hemond H.** (1999): Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient. *Aquatic Toxicol.* 46, 221–230.
- 2641 **Weidler P.G., Hug S.J., Wetche T.P., Hiemstra T.** (1998): Determination of growth rates of (100) and (110) faces of synthetic goethite by scanning force microscopy. *Geochim. Cosmochim. Acta* 62 (21/22), 3407–3412.
- 2642 **Leveau J.H.J., König F., Fuchsli H., Werlen Ch., van der Meer J.R.** (1999): Dynamics of multigene expression during catabolic adaptation of *Ralstonia eutropha* IMP134 (pJP4) to the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetate. *Mol. Microbiol.* 33 (2), 396–406.
- 2643 **Tockner K., Pennetzdorfer D., Reiner N., Schiemer F., Ward J.V.** (1999): Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwat. Biol.* 41, 521–535.
- 2644 **Livingstone D.M.** (1999): Ice break-up on southern Lake Baikal and its relationship to local and regional air temperatures in Siberia and to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr.* 44 (6), 1486–1497.
- 2645 **Zepp Pfalz K., Holliger C., Grosskopf R., Liesack W., Nozhevnikova A.N., Müller B., Wehri B., Hahn D.** (1999): Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of Rotsee (Switzerland). *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (6), 2402–2408.
- 2646 **Behra R., Genoni G.P., Joseph A.L.** (1999): Effect of atrazine on growth, photosynthesis, and between-strain variability in *Scenedesmus subspicatus* (Chlorophyceae). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37, 36–41.
- 2647 **Weissmahr K.W., Hildenbrand M., Schwarzenbach R.P., Haderlein St.B.** (1999): Laboratory and field scale evaluation of geochemical controls on ground water transport of nitro-
- aromatic ammunition residues. *Environ. Sci. Technol.* 33 (15), 2593–2600.
- 2648 **Johnson C.A., Moench H., Brandenberger S.** (1999): Assessing the potential long-term behavior of the landfill fraction of sorted demolition wastes. *J. Environ. Qual.* 28, 1061–1067.
- 2649 **Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Imboden D.M., Baur H., Kipfer R.** (1999): Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with ³H/³He, noble gases and CFCs. *J. Hydrol.* 220, 169–185.
- 2650 **Müller St.R., Frank H.** (1999): Halogenierte Essigsäuren belasten die Umwelt. *Umweltschutz* 2, 60–62.
- 2651 **Müller St.R., Frank H.** (1999): Traquer les acides acétiques halogénés. *Environnement* 2, 60–62.
- 2652 **Aeschbach-Hertig W., Peeters F., Beyerle U., Kipfer R.** (1999): Interpretation of dissolved atmospheric noble gases in natural waters. *Water Resour. Res.* 35, 2779–2792.
- 2653 **Goss K.-U., Schwarzenbach R.P.** (1999): Empirical prediction of heats of vaporization and heats of adsorption of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3390–3393.
- 2654 **Goss K.-U., Schwarzenbach R.P.** (1999): Quantification of the effect of humidity on the gas/mineral oxide and gas/salt adsorption of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4073–4078.
- 2655 **Goudsmit G.H., Wüest A.** (1999): Interior and basin-wide diapycnal mixing in stratified water: a comparison of dissipation and diffusivity. In: «Mixing and dispersion in stably stratified flows», P.A. Davis (Ed.). Clarendon Press, Oxford, pp. 145–163.
- 2656 **Gessner M.O.** (1999): Aquatische Hypophyceten. In: «Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung – Biologische Gewässeruntersuchung», W. von Tümpling, G. Friedrich (Hrsg.), Gustav Fischer Verlag, Jena, 185–198.
- 2657 **Kasemir B., Van Asselt M.B., Dürrenberger G., Jaeger C.C.** (1999): Integrated assessment: multiple perspectives in interaction. *Internat. J. of Environment and Pollution.* 11 (4), 407–425.
- 2658 **Mason C.A., Dünner J., Indra P., Colanangelo T.** (1999): Heat-induced expression and chemically induced expression of the *Escherichia coli* Stress protein HtpG are affected by the growth environment. *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (8), 3433–3440.

- 2659 **Gessner M.O.** (1997): Fungal biomass, production and sporulation associated with particulate organic matter in streams. *Limnetica* 13 (2), 33–44.
- 2660 **Held M., Suske W., Schmid A., Engesser K.-H., Kohler H.-P.E., Witholt B., Wubbolts M.G.** (1998): Preparative scale production of 3-substituted catechols using a novel monooxygenase from *Pseudomonas azelaica* HBP 1. *J. Molecular Catalysis B: Enzymatic* 5, 87–93.
- 2661 **Held M., Schmid A., Kohler H.-P.E., Suske W., Witholt B., Wubbolts M.G.** (1999): An integrated process for the production of toxic catechols from toxic phenols based on a designer biocatalyst. *Biotechnol. & Bioeng.* 62 (6), 641–648.
- 2662 **Beyerle U.** (1999): Ground Water Dynamics, Paleoclimate and Noble Gases. Diss. ETHZ No. 13 078, Zürich.
- 2663 **Jancarkova I.** (1999): Dynamics of the nitrogen transformation in a shallow stream. ETHZ No. 13 098, Zürich.
- 2664 **Elovitz M., von Gunten U.** (1999): Hydroxyl radical/ozone ratios during ozonation processes. I. The R_{ct} Concept. *Ozone Sci. Eng.* 21, 239–260.
- 2665 **Zehnder A.J.B.** (1999): Bioremediation of environments contaminated with organic xenobiotics: putting microbial metabolism to work. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», Ph. Baveye et al. (Eds.). Kluwer Academic Press, Dordrecht, 79–92.
- 2666 **Gessner M.O.** (1998): Leaf breakdown in streams of an alpine glacial floodplain: dynamics of fungi and nutrients. *J. North. Amer. Benthol. Soc.* 17 (4), 403–419.
- 2667 **Gessner M.O., Suberkropp K., Chauvet E.** (1997): Decomposition of plant litter by fungi in marine and freshwater ecosystems. In: «The Mycota IV: environmental and microbial relationships», Wicklow/Söderström (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 303–322.
- 2668 **Rijnaarts H.H.M., Norde W., Lyklema J., Zehnder A.J.B.** (1999): DLVO and steric contributions to bacterial decomposition in media of different ionic strengths. *Colloids & Surfaces B: Biointerfaces* 14, 179–195.
- 2669 **Müller M.T., Zehnder A.J.B., Escher B.I.** (1999): Liposome-water and octanol-water partitioning of alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2191–2198.
- 2670 **Salhi E., von Gunten U.** (1999): Simultaneous determination of bromide, bromate and nitrite in low $\mu\text{g/l}$ levels by ion chromatography without sample pretreatment. *Water Res.* 33, 3239–3244.
- 2671 **Moser-Engeler R., Kühni M., Bernhard C., Siegrist H.** (1999): Fermentation of raw sludge on an industrial scale and applications for elutriating its dissolved products and non-sedimentable solids. *Water Res.* 33 (16), 3503–3511.
- 2672 **Baldy V., Gessner M.O.** (1997): Towards a budget of leaf litter decomposition in a first-order woodland stream. *C.R. Acad. Sci. Paris, Scvi. De la vie / Life Sci.* 320, 747–758.
- 2673 **Casas J.J., Gessner M.O.** (1999): Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. *Freshwat. Biol.* 41, 781–793.
- 2674 **Kuehn K.A., Gessner M.O., Wetzel, R.G., Suberkropp K.** (1999): Decomposition and CO_2 evolution from standing litter of the emergent macrophyte *Erianthus giganteus*. *Microbial Ecol.* 38, 50–57.
- 2675 **Gessner M.O., Chauvet E.** (1997): Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnol. Oceanogr.* 42 (3), 496–505.
- 2676 **Schosseler P.M., Wehrli B., Schweiger A.** (1999): Uptake of Cu^{2+} by calcium carbonates vaterite and calcite as studied by continuous wave (CW) and pulse electron paramagnetic resonance. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 1955–1967.
- 2677 **Hoehn, E., Honold P.** (1999): Schonende Entnahme von Materialproben aus Bohrungen in grobkörnigen grundwasserführenden Lockergesteinen ohne Luftkontakt, *Grundwasser* 4 (3), 119–124.
- 2678 **Kesselmann-Truttmann J.M., Hug St.J.** (1999): Photodegradation of 4,4'-bis (2-sulfostryl) biphenyl (DSBP) on metal oxides followed by *in situ* ATR-FTIR spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3171–3176.
- 2679 **Aga D.S., Heberle S., Rentsch D., Hany R., Müller St.R.** (1999): Sulfonic and oxanilic acid metabolites of acetanilide herbicides: separation of diastereomers and enantiomers by capillary zone electrophoresis and identification by ^1H NMR spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3462–3468.
- 2680 **Wüest A., Ramisch F., Hefti D.** (1999): Unverschmutztes Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GSchG. *Mitt. zum Gewässerschutz* Nr. 32. Hrsg. Vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 28 pages.
- 2681 **Jacquinot P., Hodgson A.W.E., Müller B., Hauser P.C.** (1999): Amperometric detection of gaseous ethanol and acetaldehyde at low concentrations on an Au-Nafion electrode. *Analyst* 6, 871–876.
- 2682 **Jaki B., Orjala J., Bürgi HR., Sticher O.** (1999): Biological screening of cyanobacteria for antimicrobial and molluscicidal activity, Brine Shrimp lethality and cytotoxicity. *Pharmaceut. Biol.* 37, 138–143.
- 2683 **Gessner M.O., Chauve E., Dobson M.** (1999): A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85, 377–384.
- 2684 **Simoni S.** (1999): Factors affecting bacterial transport and substrate mass transfer in model aquifers. Diss. ETHZ No. 13 232, Zürich.
- 2685 **Emmenegger L.** (1999): Light-induced redox cycling of iron in lakes. Diss. ETHZ No. 13 273, Zürich.
- 2686 **Balmer M.E.** (1999): Light-induced transformation of pesticides in soils—some fundamental studies in laboratory systems. Diss. ETHZ No. 13 302, Zürich.
- 2687 **Xue H., Sigg L.** (1999): Comparison of the complexation of Cu and Cd by humic or fulvic acids and by ligands observed in lake waters. *Aquatic Geochem.* 5, 313–335.
- 2688 **Johnson C.A., Kaeppli M., Brandenberger S., Ulrich A., Baumann W.** (1999): Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash. Part II: The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *J. Contam. Hydrol.* 40 (3), 239–259.
- 2689 **Abbaspour K., Matta V., Huggenberger P., Johnson C.A.** (1999): A contaminated site investigation: Comparison of information gained from geophysical measurements and hydrogeological modeling. *J. Contam. Hydrol.* 40 (4), 365–380.
- 2690 **Bloesch J.** (1999): The International Association for Danube Research (IAD): its future role in Danube research. *Large Rivers* 11, No. 3; *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115 (3), 239–259.
- 2691 **Tockner K., Ward J.V.** (1999): Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers* 11, No. 3; *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115, No. 3, 293–310.
- 2692 **Müller B., Stierli R.** (1999): *In situ* determination of sulfide profiles in sediment porewaters with a miniaturized $\text{Ag}/\text{Ag}_2\text{S}$ electrode. *Anal. Chim. Acta* 401 (1–2), 257–264.
- 2693 **Soldo D., Behra R.** (2000): Long-term Effects of Copper on the Structure of Freshwater Periphyton Communities and their Tolerance to Copper, Zinc, Nickel and Silver. *Aquatic Toxicol.* 47, 181–189.
- 2694 **Clayton M.E., Steinmann R., Fent K.** (2000): Different expression patterns of heat shock proteins hsp 60 and hsp 70 in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) exposed to copper and tributyltin. *Aquatic Toxicol.* 47, 213–226.
- 2695 **Zipper C., Bolliger C., Fleischmann T., Suter M.J.-F., Angst W., Müller M.D., Kohler H.-P.E.** (1999): Fate of the herbicides mecoprop, dichlorprop, and 2,4-D in aerobic and anaerobic sewage sludge as determined by laboratory batch studies and enantiomer-specific analysis. *Biodegradation* 10, 271–278.
- 2696 **Ramisch F., Dittrich M., Mattenberger C., Wehrli B., Wüest A.** (1999): Calcite dissolution in two deep eutrophic lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3349–3356.
- 2697 **Stumm W.** (1999): Acceptance note for the 1998 Goldschmidt Medal. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, xi–xii.
- 2698 **Hesselmann R.P.X., Werlen C., Hahn D., van der Meer J.R., Zehnder A.J.B.** (1999): Enrichment, phylogenetic analysis and detection of a bacterium that performs enhanced biological phosphate removal in activated sludge. *System. Appl. Microbiol.* 22, 454–465.
- 2699 **Suske, W.A., van Berkel W.J.H., Kohler H.-P.E.** (1999): Catalytic mechanism of 2-hydroxy-biphenyl 3-monooxygenase, a flavoprotein from *Pseudomonas azelaica* HBP1. *J. Biol. Chem.* 274, 33355–33365.
- 2700 **Müller M.T., Zehnder A.J.B., Escher B.I.** (1999): Membrane toxicity of linear alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. & Chem.* 18, No. 12, 2767–2774.
- 2701 **Bichsel Y., von Gunten U.** (1999): Oxidation of iodide and hypiodous acid in the disinfection of natural waters. *Environ. Sci. Technol.* 33, No. 22, 4040–4045.

- 2702 **Buerge I.J., Hug S.J.** (1999): Influence of mineral surfaces on chromium (VI) reduction by iron (II). *Environ. Sci. Technol.* 33 (23), 4285–4291.
- 2703 **Kohler H.-P.E.** (1999): *Sphingomonas herbicidovorans* MH: a versatile phenoxalkanoic acid herbicide degrader. *J. Industr. Microbiol. & Biotechnol.* 23, 336–340.
- 2704 **Raschke H., Fleischmann T., van der Meer J.R., Kohler H.-P.E.** (1999): cis-Chlorobenzene dihydrodiol dehydrogenase (TcbB) from *Pseudomonas* sp. strain P51, expressed in *Escherichia coli* DH5 α (pTCB149), catalyzes enantioselective dehydrogenase reactions. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, No. 12, 5242–5246.
- 2705 **Egli T.** (1999): The concept of multiple-nutrient-limited growth of microorganisms and some of its possible applications in biotechnology. *Chimia* 53, 525–528.
- 2706 **Huisman J.L., Burckhardt S., Larsen T.A., Krebs P., Gujer W.** (2000): Propagation of waves and dissolved compounds in sewer. *J. Environ. Engineering*, 126, No. 1, 12–20.
- 2707 **Zweifel H.-R., Johnson C.A., Hoehn E.** (1999): Langzeitanalysen der Hauptelemente von Sickerwässern aus Altdeponien. *Müll & Abfall* 31, H. 12, 727–732.
- 2708 **Müller Dick R., Wehrli B., Siegrist H.** (1999): Elektromagnetische Wasserbehandlung, Fallstudien in Abwasseranlagen und Trinkwasser-Anwendungen. Mitteilungen zum Gewässerschutz No. 30. BUWAL, Bern.
- 2709 **Courbat R., Ramseier St., Walther J.L., Gaille P., Jordan R., Kaiser H.P., Revely P., Stettler R., von Gunten U.** (1999): Utilisation de l'ozone pour le traitement des eaux potables en Suisse. *Gas, Wasser, Abwasser* 79 (10), 843–852.
- 2710 **Frutiger A., Borner S., Büsser T., Eggen R., Müller R., Müller S., Wasmer H.R.** (1999): How to control unwanted *Procambarus clarkii*-populations in Central Europe? In: «Freshwater crayfish XII», Keller, H. et al. (Eds.). *Weltbild-Verlag*, Augsburg, 714–726.
- 2711 **Purtschert I., Gujer W.** (1999): Populacni dynamika pri davkovani metanolu do cistirene adpandich vod s denitrifikaci Cistirenske listy 6, I–VI.
- 2712 **Purtschert I., Gujer W.** (1999): Populationsdynamik bei Methanoleinsatz in denitrifizierenden Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser* 46 (9), 1380–1389.
- 2713 **Fent K., Zehnder A.J.B.** (1999): Wirkung hormonaktiver Stoffe auf Fische und andere Tiere. *Wasser Energie Luft* 91, H. 9/10, 227–228.
- 2714 **Suske, W.A., Kohler H.-P.E., van Berkel W.J.H.** (1999): Catalytic properties of 2-hydroxybiphenyl 3-monooxygenase. In: «Flavins and flavoproteins», S. Ghisla, P.M.H. Kroneck, P. Macheroux, S. Horst (Eds.). *Rudolf Weber, Agency for Scientific Publications*, Berlin, 371–374.
- 2715 **Jaspers M.C.M., Harms H., van der Meer J.R.** (1999): Prokaryotic whole-cell living bio-reporters expressing bioluminescence upon the presence of bioavailable concentrations of specific pollutants – an overview. In: «Novel approaches for bioremediation of organic pollution», R. Fass et al. (eds.) *Kluwer Academic/Plenum Publishers*, New York, 137–150.
- 2716 **Jaspers M.C.M., Totevova S., Demnerova K., Harm H., van der Meer J.R.** (1999): The use of whole-cell living biosensors to determine the bioavailability of pollutants to microorganisms, pp. 153–158. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», Ph. Baveye, et al. (Eds.) *Kluwer Academic Publishers*, Netherlands, 153–158.
- 2717 **Furrer G., Gfeller M., Wehrli B.** (1999): On the chemistry of the Keggin Al₁₃ polymer: kinetics of proton-promoted decomposition. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3069–3076.
- 2718 **Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Kipfer R., Imboden D.M., Wieler R.** (1999): Accumulation of mantle gases in a permanently stratified volcanic Lake (Lac Pavin, France). *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3357–3372.
- 2719 **Held M., Panke S., Kohler H.-P.E., Schmid F.H.-J.A., Schmid A., Wubbolts M.G., Witholt B.** (1999): Solid phase extraction for biocatalytic production of toxic compounds. *Bioworld* 5, 2–9.
- 2720 **Peeters F., Kipfer R., Achermann D., Hofer M., Aeschbach-Hertig W., Beyerle U., Imboden D.M., Rozanski K., Fröhlich K.** (2000): Analysis of deep-water exchange in the Caspian Sea based on environmental tracers. *Deep-Sea Res.* 47, 621–654.
- 2721 **Wellnitz, T.A., Ward, J.V.** (2000): Herbivory and irradiance shape periphytic architecture in a Swiss alpine stream. *Limnol. Oceanogr.* 45 (1), 64–75.
- 2722 **Kaiser H.-P., Von Gunten U., Elovitz M.** (2000): Die Bewertung von Ozonreaktoren. *Gas, Wasser, Abwasser* 80, 50–61.
- 2723 **Huuskonen S.E., Tuvikene A., Trapido M., Fent K., Hahn M.E.** (2000): Cytochrome P450A induction and porphyrin accumulation in PLHC-1 fish cells exposed to sediment and oil shale extracts. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 59–69.
- 2724 **Beer J.** (1997): Accelerator mass spectrometry: a new tool in environmental sciences. *Nucl. Phys. News* 7 (2), 14–22.
- 2725 **Masarik J., Beer J.** (1999): Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the earth's atmosphere. *J. Geophys. Res.* 104 (D10), 12 099–12 111.
- 2726 **Beer J., Tobias S., Weiss N.** (1998): An active sun throughout the Maunder Minimum. *Solar Phys.* 181, 237–249.
- 2727 **Méndez-Alvarez S., Rüfenacht K., Eggen R.I.L.** (2000): The oxidative stress-sensitive *yap1* null strain of *Saccharomyces cerevisiae* becomes resistant due to increased carotenoid levels upon the introduction of the *Chlamydomonas reinhardtii* cDNA, coding for the 60S ribosomal protein L10a. *Biochem. Biophys. Res. Communications* 267, 953–959.
- 2728 **Bürgi H.-R.** (1999): Langzeituntersuchungen im Vierwaldstättersee. Einfluss der Trophie auf die Interaktion des Planktons und seine zeitlich-räumliche Dynamik. SVGW Workshop über Langzeituntersuchungen von Voralpenseen und Trinkwasseraufbereitung, 1, 34–43.
- 2729 **Omlin M., Reichert P., Forster R.** (1999): Modellierung der Plankton-, Nährstoff- und Sauerstoffdynamik im Zürichsee. SVGW Workshop über Langzeituntersuchungen von Voralpenseen und Trinkwasseraufbereitung, 1, 44–54.
- 2730 **Wächter M.** (1999): Rational choice and social networks in ecological economics. *Diss. ETHZ* No. 13 244, Zürich.
- 2731 **Bichsel Y.** (2000): Behavior of iodine species in oxidative processes during drinking water treatment. *Diss. ETHZ* No. 13 429, Zürich.
- 2732 **Gurnell A.M., Edwards P.J., Petts G.E., Ward J.V.** (1999): A conceptual model for Alpine proglacial river channel evolution under changing climatic conditions. *Catena* 38, 223–242.

Livres

Bätscher R., Studer C., Fent K. (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. Schriftenreihe Umwelt Nr. 308, Hrsg. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 258 pages.

Giger W. et al. (Committee on Drinking Water Contaminants of the U.S. Academy of Sciences) (2000): Setting priorities for drinking water contaminants, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., 113 pages, ISBN 0-309-06393-4.

Gujer W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 410 pages, ISBN 3-540-65769-X.

Knie A., Berthold O., Harms S., Truffer B. (1999): Die Neuerung urbaner Automobilität. Elektroautos und ihr Gebrauch in den USA und in Europa. Edition Sigma, Berlin, 106 pages, ISBN 3-89404-186-2.

Müller-Dick R., Wehrli B., Siegrist H. (1999): Elektromagnetische Wasserbehandlung, Fallstudien in Abwasseranlagen und Trinkwasser-Anwendungen. Mitteilungen zum Gewässerschutz No. 30. BUWAL, Bern.

Oswald F., Blaser Ch., Dürrenberger G., von Fischer Ch., Friedrich S., Baccini P. (1999): Stadt an der Wigger. Impulse für die Zukunft setzen. Zwischenbericht zum Workshop 2, Zürich und Dübendorf: ETH-ORL und EAWAG, 58 pages.

Wüest A., McLaughlin F., Carmack E.C. (1998/99): Preliminary results on mixing nutrients and gas balance in the Arrow Reservoir. Report to BC-Environment and Parks.

Wüest A., Ramisch F., Hefti D. (1999): Unverschmutztes Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GSchG. Mitt. zum Gewässerschutz No. 32. Hrsg. Vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 28 pages.

Frutiger A. (2000): Temperatur und Wasserqualität der Plessur, des Tiejer-Bachs und der Landquart/Äuja (Kt. Graubünden): Daten und Interpretation. Schriftenreihe der EAWAG No. 15. Dübendorf-Zürich, 44 pages, ISBN 3-906484-21-1.

Rauch W., Krejci V., Gujer W. (2000): REBEKA – Ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fliessgewässer durch Abwassereinträge aus der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. Schriftenreihe der EAWAG No.16. Dübendorf-Zürich, 48 pages, ISBN 3-906484-22-X.

«Fresh Ideas»

Le projet SODIS (Solar Water Disinfection, Désinfection solaire de l'eau) de l'EAWAG/SANDEC a décroché le premier prix d'un concours international intitulé «Invitation for fresh ideas for the improvement of water

supply and sanitation in developing countries».

Martin Wegelin, chef du projet, et *Christina Aristanti* (Indonésie), représentante de l'une des organisations partenaires du Sud, se sont vu remettre le prix à l'occasion du Forum mondial de l'eau à La Haye. Le jury, qui a dû faire son choix parmi plus de 60 propositions, a sélectionné le projet SODIS pour les deux raisons suivantes:

- d'une part, l'idée de la désinfection solaire, qui n'est pas nouvelle en soi, n'avait jusqu'alors jamais fait l'objet d'une étude scientifique systématique;
- d'autre part, le projet SODIS combine de manière exemplaire la recherche scientifique de pointe en laboratoire et la mise en pratique des résultats pour améliorer l'ap-

visionnement en eau potable dans les couches les plus démunies de la population des pays en voie de développement.

Un tel projet n'aurait pas été possible sans la longue et étroite collaboration entre ingénieurs, chimistes, biologistes, hygiénistes, sociologues et techniciens, tant à l'EAWAG que dans nos organisations partenaires du Sud. Que tous les participants en soient remerciés ici. Nous adressons également nos remerciements à la Direction du développement et de la coopération (DDC) pour le soutien financier qu'elle a apporté au projet SODIS durant de longues années. Doté d'un montant de Fr. 80 000.-, le prix sera entièrement affecté à la diffusion de la technologie SODIS en Asie, en Afrique et en Amérique latine.



SIMAVI, Holland

De gauche à droite: Margaret Mwangola, Christina Aristanti, Martin Wegelin.

L'EAWAG à la Foire de Hanovre

À la Foire de Hanovre 2000, foire mondiale de l'industrie, de l'automation et de l'innovation, l'EAWAG a présenté à un large public plusieurs projets en collaboration avec d'autres établissements du domaine des EPF. De précieux contacts ont été noués à cette occasion.

Le transfert des connaissances technologiques entre université et praticiens doit être encouragé. Obéissant à cette conviction, le Conseil des EPF a donc décidé de présenter au public les six établissements du domaine des EPF, dont l'EAWAG, à la Foire de Hanovre, du 20 au 25 mars 2000, avec d'autres partenaires suisses.

Dans un pavillon conçu avec professionnalisme, l'EAWAG a eu l'occasion de présenter au public ses tâches et objectifs ainsi qu'un aperçu de ses recherches. Eu égard au contexte technologique de la foire, l'EAWAG

a présenté ses travaux sur les «organismes biocapteurs». Il s'agit de différentes méthodes permettant de déterminer la concentration biodisponible de polluants à l'aide d'organismes vivants. Les visiteurs ont montré un vif intérêt, d'autant plus que ces méthodes ne servent pas seulement à l'analyse environnementale, mais aussi à l'analyse métrologique dans les applications industrielles.

La participation à la Foire de Hanovre a été une expérience à la fois nouvelle et enri-

chissante pour l'EAWAG. Certes, le contact direct entre chercheurs et représentants de l'industrie est encore inhabituel pour les uns comme pour les autres. Mais la forte affluence sur le stand des EPF a démontré que l'industrie est vivement intéressée par les nouvelles découvertes issues de la recherche.

Pour nous chercheurs, la Foire de Hanovre a été une plate-forme idéale pour découvrir les besoins du marché et donner un souffle dynamisant à notre travail.

Patricia Holm reçoit le Prix bernois de la recherche dans le domaine de l'environnement

Nous félicitons notre collaboratrice *Patricia Holm*, responsable du projet «Fischnetz» (Réseau suisse poissons en diminution), qui a reçu en décembre 1999 le prix bernois de la recherche dans le domaine de l'environnement. Patricia Holm a été honorée pour sa thèse d'habilitation intitulée: «The Fish as Bioindicator: The Effect of Environmental Influences on Selected Molecules, Cells and Organs». Décerné tous les deux ans, ce prix distingue des travaux qui, au niveau de la collectivité, contribuent à une meilleure compréhension des problèmes environnementaux. Patricia Holm a obtenu son doctorat en biologie à l'Université de Heidelberg, après des études en biologie et en

sciences sportives. Après un premier emploi dans un bureau de consultation en biotechnologie, Patricia Holm a commencé en 1990 des études postgrades de deux ans en neurobiologie à l'EPFZ. Elle est devenue ensuite première assistante au Centre de coordination interfacultaire pour l'écologie générale de l'Université de Berne. En 1994, elle a bénéficié d'une bourse dans le cadre du programme fédéral d'encouragement de la relève. Elle a réalisé ses travaux de recherche au Centre de médecine des poissons et du gibier à l'Institut de pathologie vétérinaire de Berne. Mariée et mère de deux enfants, Patricia Holm est collaboratrice de l'EAWAG depuis août 1999.



EAWAG