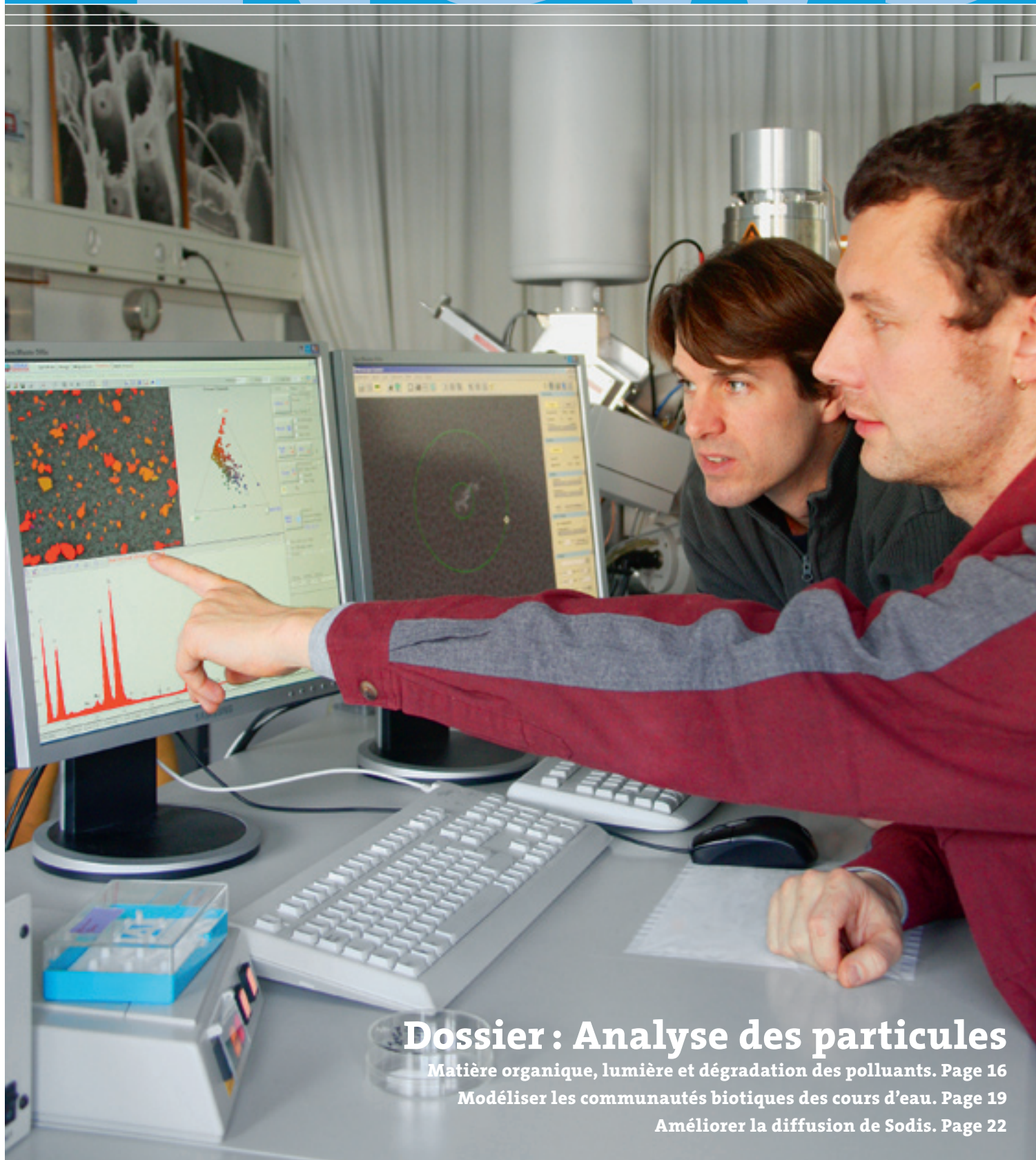


# Eawag News



## Dossier : Analyse des particules

Matière organique, lumière et dégradation des polluants. Page 16

Modéliser les communautés biotiques des cours d'eau. Page 19

Améliorer la diffusion de Sodis. Page 22



Martina Bauchrowitz,  
rédactrice d'Eawag  
News.

## Eawag News : une passerelle entre la recherche et la pratique

Eawag News cherche à faire le lien entre le monde scientifique et celui de la pratique en informant ses lecteurs de manière accessible sur les derniers résultats et découvertes des chercheurs de l'institut. A en juger par les conclusions du sondage effectué l'année dernière auprès de nos lecteurs (résultats à l'avant-dernière page de ce numéro), la revue remplit cette mission à la satisfaction du plus grand nombre. Mais les personnes interrogées ont également formulé un certain nombre de suggestions d'amélioration. Nous avons décidé d'en reprendre certaines et notamment de nous distancer du concept du numéro thématique pour diversifier les sujets abordés de manière à offrir à chaque lecteur et lectrice de quoi éveiller son intérêt. Dans le présent numéro, vous trouverez ainsi après les quatre contributions du dossier sur l'analyse des particules un éventail de résultats et d'actualités provenant de projets menés dans diverses disciplines de recherche.

L'air n'est pas le seul élément à contenir de grandes quantités de particules, l'eau en est également porteuse. Face aux difficultés posées par leur détection et leur dosage, l'Eawag a mis en place un laboratoire entièrement dédié à leur analyse. Les sujets traités y sont très variés : étude des nanoparticules dans l'eau potable, analyse des particules de fer impliquées dans les filtres anti-arsenic, détermination du rôle des particules minérales dans les sédiments lacustres, pour ne citer que les trois projets que vous pourrez découvrir dans ce numéro.

Dans la rubrique « Actualités de la recherche », les deux premiers articles ont trait aux écosystèmes aquatiques. Le premier se penche sur la capacité d'autoépuration des milieux aquatiques et plus précisément sur le processus de dégradation des micropolluants organiques induit par la matière organique naturelle sous l'effet du rayonnement solaire. Le deuxième article présente un nouveau modèle de simulation développé à l'Eawag pour représenter la dynamique des communautés d'algues et d'invertébrés vivant au fond des cours d'eau.

Nous vous présentons ensuite dans le domaine des sciences sociales une étude d'envergure menée par une équipe de chercheurs en Bolivie et au Zimbabwe pour tenter de déterminer les raisons de la mauvaise diffusion de Sodis, la méthode de désinfection solaire de l'eau développée à l'Eawag.

Nous nous intéresserons enfin aux polluants de l'eau qui constituent depuis toujours un des thèmes centraux de recherche à l'Eawag. Alarmés par les résultats d'études issus du Canada et des États-Unis montrant que l'eau potable y était à certains endroits contaminée par des nitrosamines réputées pour leurs propriétés cancérigènes, des chercheurs de l'Eawag ont tenté de savoir si les eaux potables suisses pouvaient elles aussi être menacées. Une autre équipe s'est penchée sur les nonylphénols libérés par les agents tensio-actifs. De nouveaux résultats de l'Eawag révèlent que le potentiel œstrogénique des mélanges de nonylphénols peut être encore renforcé par la dégradation microbienne telle qu'elle intervient dans les stations d'épuration.

Pour finir, nous donnons la parole à la chercheuse de l'Eawag Hong Yang dans la rubrique « Forum ». Dans une interview, elle répond à nos questions sur les problèmes de pénurie d'eau et sur la manière dont le concept d'eau virtuelle peut être utilisé pour une gestion plus durable des ressources en eau et une meilleure protection de l'environnement.

Nous tenons encore une fois à remercier nos lecteurs et lectrices pour leur participation engagée à notre sondage. Si vous avez encore des remarques ou suggestions à formuler, que ce soit sur la conception d'Eawag News en général ou sur un article en particulier, n'hésitez pas à nous contacter, nous serons très heureux d'en discuter avec vous ! [eawag.news@eawag.ch](mailto:eawag.news@eawag.ch)

*Martina Bauchrowitz*

# Sommaire

## Dossier : Analyse des particules

### 4 Sur les traces de l'infiniment petit



Le laboratoire d'étude des particules de l'Eawag assiste les chercheurs de l'institut dans l'analyse microscopique de ces corpuscules. Il dispose pour cela d'un parc instrumental très diversifié.

### 7 Les nanoparticules dans l'eau potable

Quelle est la quantité de nanoparticules naturellement présentes dans l'eau potable ? Un premier état des lieux.

### 10 Séquestration du CO<sub>2</sub> dans les sédiments lacustres



D'énormes quantités de CO<sub>2</sub> sont emmagasinées au fond des lacs. Une équipe de l'Eawag vient de découvrir dans quelles conditions le dioxyde de carbone pouvait être stabilisé pour de très longues périodes.

### 13 Elimination de l'arsenic par le fer colloïdal

Les filtres permettant d'extraire l'arsenic de l'eau potable ne sont pas toujours efficaces. L'Eawag étudie les processus chimiques qui se déroulent lors de la filtration.

## Actualités de la recherche

### 16 Matière organique, lumière, dégradation des polluants



Sous l'effet du rayonnement solaire, la matière organique influe sur la dégradation des polluants dans les milieux aquatiques pouvant causer l'accélération ou même le ralentissement.

### 19 Modéliser les communautés biotiques des cours d'eau

Le modèle de simulation ERIMO (Ecological River Model) développé à l'Eawag permet de décrire d'importants processus se déroulant dans les cours d'eau.

### 22 Améliorer la diffusion de Sodis



L'eau potable contaminée par des germes pathogènes peut être désinfectée grâce à la méthode SODIS qui utilise la lumière du soleil. Mais malgré sa simplicité, la méthode se diffuse plutôt lentement.

### 25 Nitrosamines : une menace pour l'eau potable ?

Les nitrosamines sont des substances réputées cancérigènes. Alarmés par des études menées aux USA et au Canada, nous avons cherché à savoir si l'eau potable était également menacée en Suisse.

### 28 Nonylphénols : biodégradation et effet œstrogénique



Les nonylphénols sont des perturbateurs endocriniens qui apparaissent toujours sous la forme de mélanges d'isomères. De nouvelles études montrent qu'ils ne sont pas tous dégradés avec le même succès.

## Divers

### 31 Publications

### 34 Sans eau, pas de nourriture

Une interview de Hong Yang, chercheuse à l'Eawag

### 35 Eawag News : quo vadis ?

### 36 Notes

**eawag**  
aquatic research

**Editeur, Distribution:** Eawag, Case postale 611, 8600 Dübendorf, Suisse, Tél. +41 (0)44 823 55 11, Fax +41 (0)44 823 53 75, [www.eawag.ch](http://www.eawag.ch)

**Rédaction:** Martina Bauchrowitz, Eawag

**Traductions:** Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

**Conseiller linguistique:** Fabrice Combes, F-Marseille

**Copyright:** reproduction possible après accord avec la rédaction.

**Copyright des Photos:** Eawag (sauf autrement marqué)

**Parution:** irrégulièrement en français, allemand et anglais. Production chinoise en coopération avec INFOTERRA China National Focal Point.

**Figures:** Peter Nadler, Fällanden

**Maquette:** TBS Identity, Zurich

**Graphisme:** Peter Nadler, Fällanden

**Impression:** sur papier recyclé

**Abonnements et changement d'adresse:** les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! [eawag.news@eawag.ch](mailto:eawag.news@eawag.ch)

ISSN 1420-3928



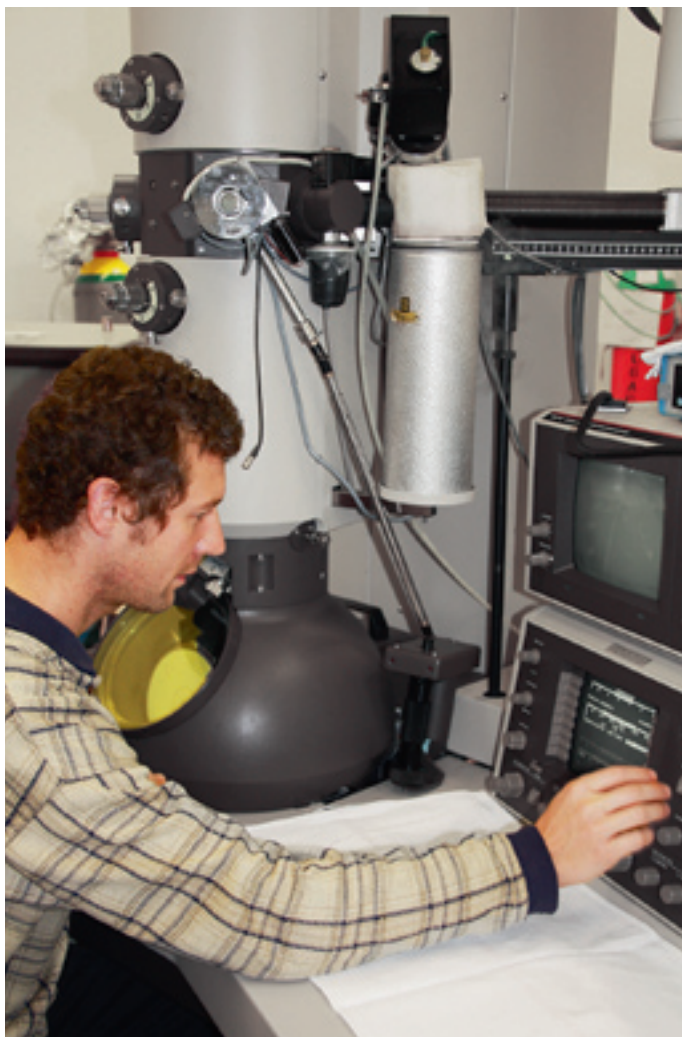
# Dossier : Analyse des particules

## Sur les traces de l'infiniment petit

Au Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag, les recherches sont principalement axées sur les colloïdes. Ces particules de moins de 1 µm de diamètre sont étudiées à l'aide de différentes techniques de microscopie. Les sujets d'étude peuvent aller des colloïdes contenus dans les eaux de voiries au comportement des nanoparticules synthétiques dans l'environnement.

Je m'enfonce de plus en plus profondément dans les catacombes de l'EPF de Zurich au Hönggerberg. J'arrive enfin devant une porte surmontée d'une lampe rouge. Je frappe et au bout d'un certain temps, la porte s'ouvre. « Bienvenue dans mon antre souterrain ! » me lance Ralf Kägi, qui dirige le Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag, en m'invitant à entrer. Au centre d'une pièce sans fenêtres, éclairé par une petite lampe de bureau, trône le MET,

Ralf Kägi règle le MET pour ses mesures.



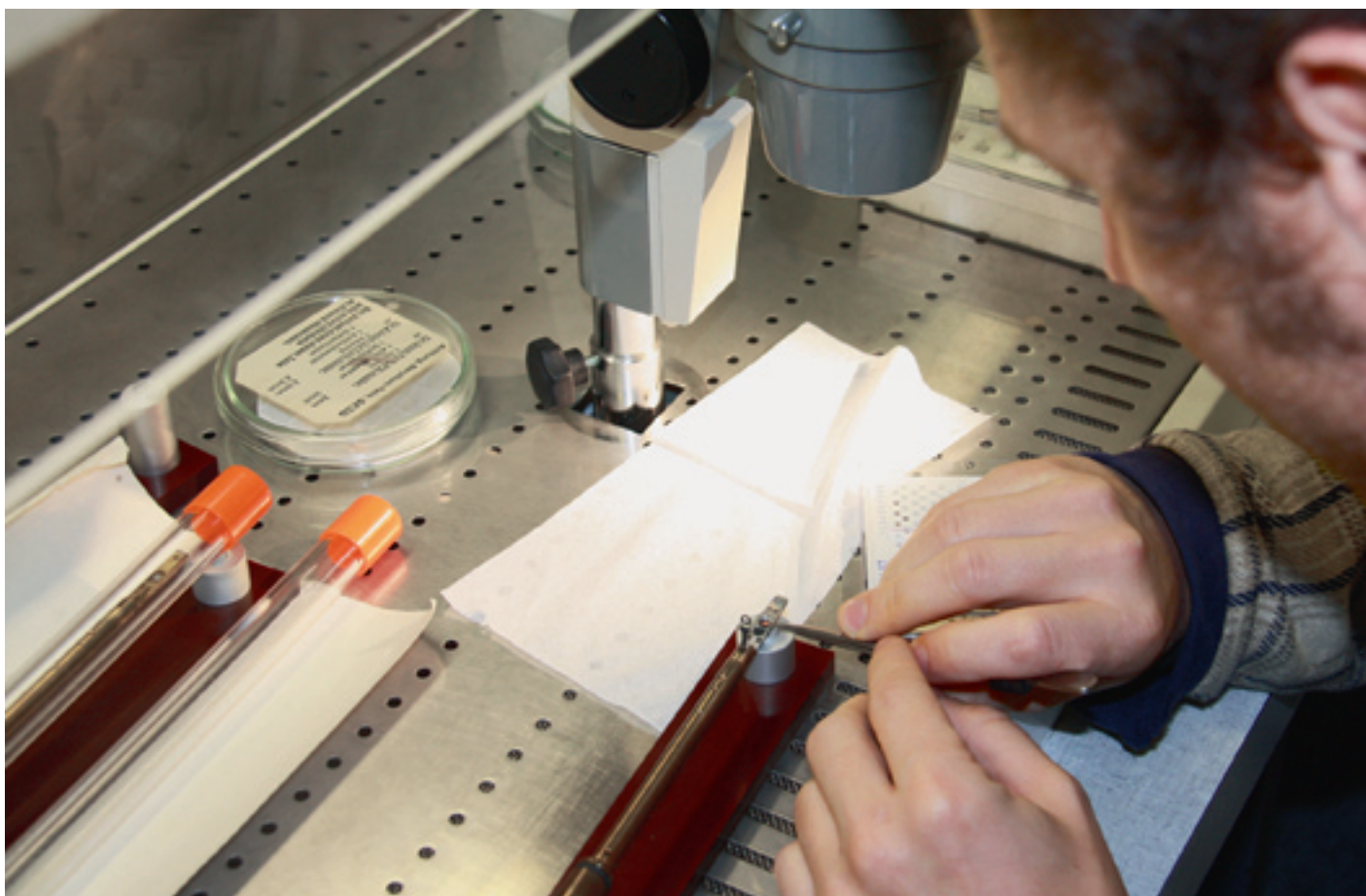
l'un des microscopes électroniques à transmission de l'EPF de Zurich. Pour ses études, l'Eawag a le privilège de pouvoir utiliser cet appareil à très haute résolution. « Même s'il a déjà vingt ans à son actif et qu'il compte parmi les premiers de son espèce, il livre encore des images d'excellente qualité » me confie Ralf Kägi. Dans ce microscope, rien n'est automatisé, tout se fait encore à la main – une véritable gageure pour ses utilisateurs et utilisatrices.

Depuis février 2006, Ralf Kägi dirige le Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag. Il me raconte comment, parti de la géologie, il a abouti à la microscopie. Au cours de sa thèse de doctorat, il a beaucoup travaillé avec la microsonde électronique. Il s'agit d'un microscope électronique à balayage particulier qui permet d'effectuer des analyses chimiques quantitatives, notamment dans les roches. Avant d'aboutir à la MET, il a acquis une certaine expérience en microscopie électronique à balayage environnementale, l'ESEM (« Environmental Scanning Electron Microscopy »). L'ESEM permet de visualiser des échantillons naturels à l'état humide sans avoir à les fixer ou à les soumettre à un traitement préalable.

**Le Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag assiste les chercheurs dans divers projets.** Avec son collègue biologiste Brian Sinnet, Ralf Kägi prête main forte aux chercheurs de l'Eawag lorsqu'ils ont besoin d'une analyse microscopique de particules. Les sujets abordés peuvent alors être très divers, qu'ils s'apparen-

Microscopes utilisés au Laboratoire d'étude des particules.

Type de microscope (Institut)	Comment fonctionne-t-il ?	Que permet-il d'analyser ?
<b>AFM</b> = Atomic Force Microscope, microscope à force atomique (Eawag)	Une pointe très fine sonde la surface de l'échantillon à une distance constante	Topographie de la surface de l'échantillon
<b>MEB – ESEM</b> = Microscope électronique à balayage (environnemental) (Empa)	Un faisceau d'électrons parcourt la surface de l'échantillon. A chaque point d'impact, une multitude de signaux sont émis sous l'effet des interactions électrons/matière	Topographie, composition chimique, ...
<b>MET</b> = Microscope électronique à transmission (EPF de Zurich)	Les électrons traversent l'échantillon et sont ensuite analysés	Taille, structure cristalline et composition chimique des particules individuelles

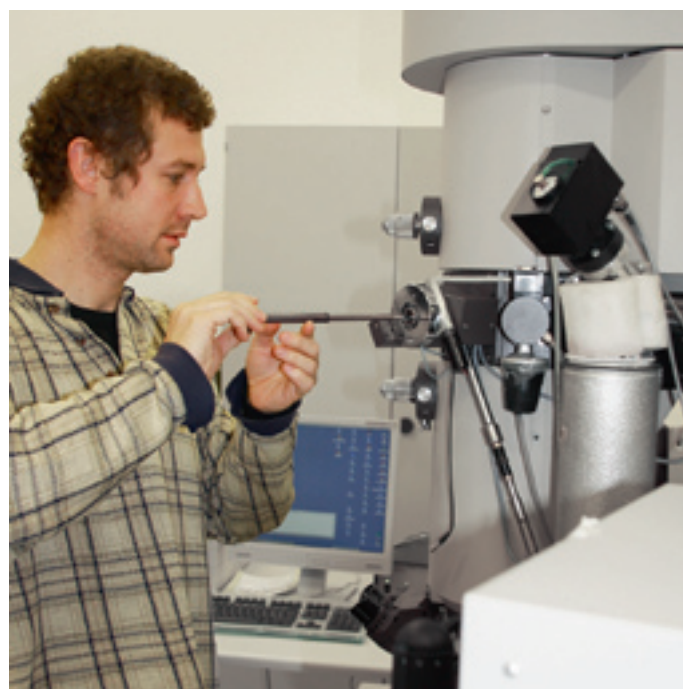


L'échantillon à étudier est placé sur un porte-objet.

tent au domaine très actuel des nanoparticules (cf. article p. 7) ou concernent l'analyse de particules de fer se formant lors de l'élimination de l'arsenic dans le traitement de l'eau potable (cf. article p. 13). Mais le domaine principal de recherche du laboratoire est le traitement des eaux usées, ce qui explique son rattachement au Département de technique des procédés. L'équipement du laboratoire est très varié. En plus de divers types de microscopes (cf. Tableau), il dispose aussi d'un appareil ultramoderne de fractionnement par couplage flux-force asymétrique acquis en commun avec l'Empa, qui permet de séparer les particules en fonction de leur taille, et d'un système de diffusion dynamique de la lumière qui permet de déterminer la distribution granulométrique des particules dans les liquides.

**De la structure superficielle à la composition chimique des colloïdes.** Entre temps, Ralf Kägi a lancé le microscope électronique à transmission. Il place l'échantillon sur la canne porte-objet avec laquelle il va être introduit dans la colonne du microscope. L'introduction des échantillons est une phase critique qui demande un certain doigté. En effet, si la moindre parcelle d'air pénètre dans la chambre, tout est à recommencer. Mais tout se passe bien, comme d'habitude. Ralf Kägi commence alors à régler l'appareil dans ses moindres détails: positionnement de

Un moment délicat: l'introduction de l'échantillon dans le microscope.







### Assurer le maintien et la continuité du savoir-faire

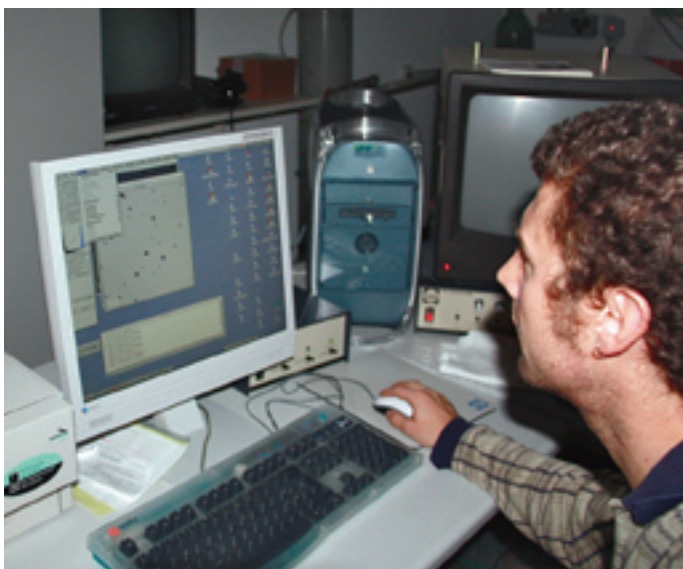
Brian Sinnet est technicien au Laboratoire d'étude des particules. C'est par la sédimentologie que cet Américain est venu à la microscopie, cette méthode étant largement utilisée pour l'analyse des échantillons sédimentaires. C'est au microscope électronique à balayage que Brian Sinnet a alors fait ses premières armes pour ensuite s'initier à d'autres techniques de microscopie. « C'est un domaine passionnant qui permet d'apprendre en permanence ; chaque jour apporte de nouveaux progrès techniques », m'explique-t-il.

L'un de ses domaines de prédilection est la microscopie à force atomique qui permet d'étudier le relief des échantillons par balayage de leur surface avec une sonde. En ce moment, il consacre aussi une grande partie de son temps au nouvel appareil de fractionnement par couplage flux-force qui vient d'être acquis par l'Eawag et qui permet de fractionner les mélanges complexes. Grâce à cette nouvelle technique, il est par exemple possible d'étudier les nanoparticules entraînées dans l'eau de pluie par le lessivage des façades ou la teneur en éléments traces des eaux usées urbaines ou de voirie. Le laboratoire dispose maintenant d'un parc instrumental tout à fait conséquent et il est primordial pour l'Eawag d'assurer le maintien, le développement et la continuité de ce savoir-faire. C'est d'après Brian Sinnet l'une des fonctions majeures du laboratoire d'étude des particules.

l'échantillon pour la mise au point, réglage de la lentille objectif, correction de l'astigmatisme (erreur caractéristique des lentilles qui conduit à une distorsion de l'image). Reste ensuite à effectuer pas à pas les réglages de prise de vue : grossissement, intensité lumineuse, durée d'exposition.

Ralf Kägi m'explique que le problème de la microscopie environnementale, c'est que l'on a tendance à se précipiter sur les objets les plus spectaculaires. Or, il s'agit en général de phénomènes non représentatifs. Il faut donc tout d'abord se faire une idée générale de l'échantillon avant de sélectionner les particules

L'ordinateur permet de faire varier l'intensité lumineuse et le temps d'exposition de l'échantillon.



à analyser dans le détail. Je lui demande combien de temps il passe sur un seul échantillon. « Cela peut aller d'une demi-heure à plusieurs jours » m'explique-t-il. Mais dans ce cas, il consacre chaque jour à un seul thème, la morphologie un jour, la composition chimique le lendemain par exemple.

Le MET ne permet pas uniquement d'étudier la structure des particules mais aussi leur composition élémentaire. Lors de leur passage au travers des différentes particules, les électrons provoquent en effet différents types de réactions, notamment l'émission de rayons X qui peuvent être captés à l'aide d'un détecteur particulier. Pour cette analyse, il faut toutefois ôter le diaphragme, focaliser le faisceau d'électrons et installer le détecteur adéquat. On peut alors effectuer une analyse quantitative des particules. Il est même possible d'étudier différents domaines sur une même particule et donc de mettre en évidence une éventuelle hétérogénéité de composition. D'après Ralf Kägi, ces nouvelles possibilités analytiques de la microscopie seront de plus en plus demandées dans l'avenir.

Après avoir passé une matinée au MET, je suis heureuse de retrouver la lumière du jour. En compagnie de Christine Wenk, étudiante à l'Eawag, Ralf Kägi y passera également tout l'après-midi, penché sur des particules d'hydroxyde de fer (cf. Article p. 13). Ce travail dans le noir, souvent très solitaire, ne le dérange pas. Il trouve au contraire que ces conditions favorisent la concentration et apprécie cette immersion qui lui fait souvent oublier la notion du temps.



Martina Bauchrowitz

# Les nanoparticules dans l'eau potable



Ralf Kägi, spécialiste en sciences de l'environnement, dirige le Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag.

De plus en plus de produits du quotidien renferment des nanoparticules synthétiques. Nos connaissances sur leur émission et leur comportement dans l'environnement sont cependant encore très limitées. En outre, on ignore aussi très largement quelles sont les quantités de nanoparticules naturellement présentes, notamment dans l'eau potable. Nous avons tenté de dresser un état des lieux.

L'eau potable est limpide, et pourtant elle renferme des millions de particules. On appelle substances particulaires – par opposition aux substances dissoutes – celles qui sont retenues par un filtre à 0,45 microns. Cette définition néglige cependant le fait que l'eau renferme de nombreuses particules de diamètre inférieur à ce seuil qui sont donc susceptibles de passer au travers du filtre. Cela concerne notamment les particules de diamètre compris entre 1 et 100 nm appelées nanoparticules. On ignore cependant en quelle quantité ces nanoparticules sont naturellement présentes dans l'eau potable. Pour tenter de combler cette lacune, nous avons donc cherché à établir un premier inventaire des nanoparticules naturelles de l'eau potable par le biais d'une étude microscopique.

Une telle référence est indispensable pour pouvoir à l'avenir distinguer les nanoparticules synthétiques de leurs homologues naturelles. En effet, les nanoparticules synthétiques sont de plus en plus présentes dans notre quotidien. Elles sont ainsi utilisées dans certaines crèmes solaires (oxyde de titane), certains textiles (argent), cosmétiques (fullerènes), revêtements de façade (oxyde de titane photocatalytique) et autres vernis anti-rayures (dioxyde de silicium). On dispose encore à l'heure actuelle de peu de données concernant leur émission et leur comportement dans l'environnement.

**Préparation des échantillons par sédimentation/centrifugation.** Partant de la méthode de Perret [1], nous avons mis au point une technique de séparation pour l'analyse des nanoparticules.

Après prélèvement – nous avons choisi d'étudier l'eau produite par l'usine de potabilisation zurichoise de Lengg – les nanoparticules doivent tout d'abord être séparées des particules de plus grande taille. La méthode la plus rapide et la plus simple est la filtration, les éléments fins traversant théoriquement le filtre tandis que les plus grossiers sont retenus. Au cours de la filtration, il se produit cependant un colmatage des pores du matériau filtrant qui retient donc une quantité croissante de petites particules. Pour éviter cet inconvénient, nous avons opté pour une sédimentation/centrifugation par paliers. Dans cette méthode, l'échantillon d'eau est tout d'abord laissé au repos pendant deux heures dans un bac de sédimentation (30 litres). Dans cet intervalle de temps, les particules grossières se déposent plus rapidement au fond que les plus fines et peuvent être éliminées. Les 2 cm supérieurs de l'échantillon (soit un litre) sont ensuite aspirés avec précaution à l'aide d'une pompe péristaltique (Photo). Cependant, la solution obtenue contient encore de nombreuses particules de plus de 100 nm. Pour les séparer elles aussi des nanoparticules, l'échantillon est ensuite centrifugé pendant 30 minutes à 330  $g$  ( $g$  = accélération de la pesanteur à la surface de la Terre). Le surnageant (2 cm) est à nouveau aspiré puis centrifugé pendant une heure à 2700  $g$ . Le surnageant final renferme principalement des nanoparticules.

Ces nanoparticules doivent maintenant être transférées sur un support permettant leur observation microscopique. Cette opération est effectuée par une ultracentrifugation maintenue pendant 12 heures à 120 000  $g$ . Le tableau récapitule les différentes étapes de fractionnement en rappelant les diamètres des particules

Étapes de fractionnement utilisées pour la préparation des échantillons.

Méthode de fractionnement	Durée	Accélération utilisée ( $g$ )	Diamètre maximum ( $1,1 \text{ g/cm}^3$ )	Diamètre maximum ( $2 \text{ g/cm}^3$ )
Sédimentation	2 h	$1 \times g$	9 $\mu\text{m}$	3 $\mu\text{m}$
1 <sup>ère</sup> centrifugation	0,5 h	$330 \times g$	750 nm	250 nm
2 <sup>ème</sup> centrifugation	1 h	$2700 \times g$	180 nm	60 nm
Ultracentrifugation	12 h	$120\,000 \times g$	12 nm	4 nm



Brian Sinnet occupé à la préparation d'un échantillon à l'usine zurichoise de production d'eau potable de Lengg.

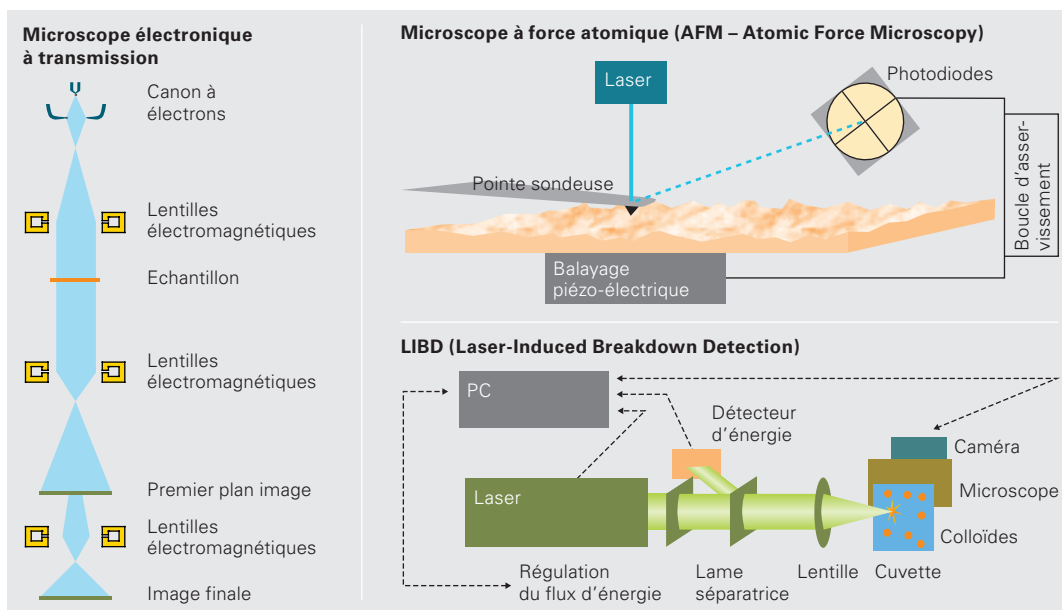


Fig. 1 : Principes de fonctionnement des différentes méthodes de microscopie utilisées (LIBD d'après [3], simplifié).

séparées. Etant donné que cette taille dépend aussi de la densité des particules, elle est indiquée pour deux densités différentes, 1,1 g/cm<sup>2</sup> correspondant approximativement aux particules organiques et 2 g/cm<sup>2</sup> aux minéraux argileux.

**La microscopie à force atomique pour une caractérisation de la surface des nanoparticules.** Pour analyser les nanoparticules, nous avons utilisé différentes méthodes microscopiques. Chacune d'elles livre des informations spécifiques sur certaines propriétés des particules mais génère également un certain nombre d'artéfacts. Une comparaison des résultats des diverses méthodes d'analyse permet toutefois de déceler ces artéfacts et d'obtenir une description assez complète du matériel étudié.

Dans la technique de microscopie à force atomique (AFM), une pointe très fine parcourt toute la surface de la particule observée (Fig. 1). Elle se rapproche de la surface de l'échantillon à une distance si faible que les forces de Van der Waals y sont perceptibles – il s'agit de forces d'attraction non covalentes d'assez faible intensité entre atomes ou molécules. Cette technique permet de visualiser très exactement la topographie de l'échantillon. Pour qu'elle fonctionne correctement, il est cependant indispensable que les particules soient fixées sur un support absolument plan. Le matériau habituellement utilisé à cet effet est le mica, un phyllosilicate naturel.

Sur la base des observations en AFM et de descriptions fournies par la littérature, il est possible de distinguer deux types de particules : des agglomérats plus ou moins sphériques, probablement des acides humiques agglutinés, d'un diamètre (en hauteur) pouvant atteindre 60 nm et des particules fibreuses, probablement des polysaccharides, d'une longueur de plusieurs centaines de nm pour une épaisseur de quelques nm à peine (Fig. 2). Ces résultats concordent bien avec les observations de particules faites par Santschi sur des échantillons d'eau marine [2].

**La microscopie électronique à transmission pour une détermination exacte de la taille des particules.** En microscopie électronique à transmission (MET), les échantillons sont bombardés par un faisceau d'électrons (Fig. 3). Tandis qu'une partie des électrons traverse l'échantillon sans rencontrer d'obstacle, les autres se heurtent aux nanoparticules qui dévient leur trajectoire. Les électrons traversant l'échantillon sont détectés par un dispositif photographique et forment l'image de MET. A l'emplacement des particules les électrons sont davantage dispersés, ce qui se traduit sur l'image par des taches foncées. Pour les analyses en MET, les nanoparticules doivent donc être fixées sur un support perméable aux électrons. Dans notre étude, les grilles de cuivres recouvertes d'un film de carbone ont donné les meilleurs résultats.

Fig. 2 : Les nanoparticules de l'eau potable, visualisation par AFM (microscopie à force atomique).

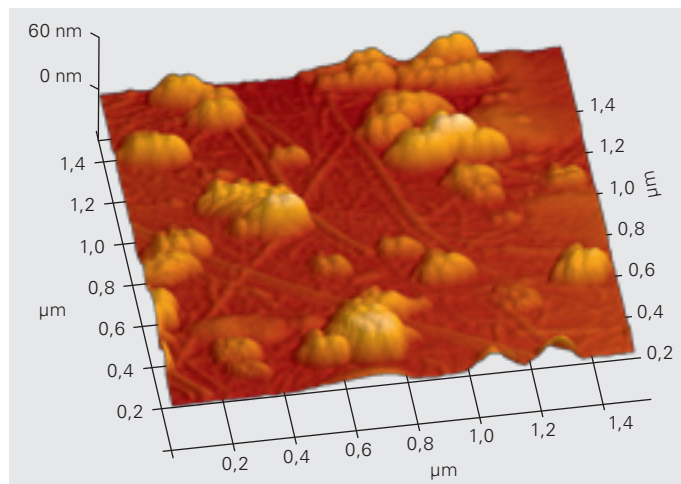
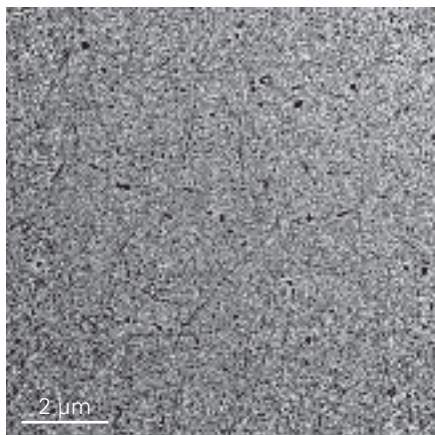




Fig. 3: Image de microscopie électronique à transmission des nanoparticules de l'eau potable.



La Fig. 3 donne l'image obtenue en microscopie électronique à transmission des nanoparticules contenues dans l'eau potable. Le contraste a été renforcé par une forte défocalisation, ce qui donne une image de mauvaise qualité optique mais particulièrement bien exploitable pour l'analyse. D'un point de vue purement qualitatif, on reconnaît ici aussi les types de particules déjà identifiés en AFM. Un logiciel d'analyse d'image a d'autre part été utilisé pour identifier et mesurer automatiquement les particules. Dans notre projet, nous avons ainsi mesuré 1800 particules sur un total de 10 images de MET. Grâce à ces données, une distribution de la taille des nanoparticules de l'eau potable a pu être établie. Le MET tel que nous l'avons utilisé permet de mesurer les particules à partir de 40 nm. Nos résultats montrent que la distribution de taille des particules suit une fonction exponentielle. En effectuant un double logarithme des valeurs, on obtient une droite de pente  $-3,3$ . Ce résultat est en accord avec les distributions communément admises dans la littérature pour les eaux du milieu naturel [4].

**La «Laser-Induced Breakdown detection» pour une détermination rapide du nombre et de la taille moyenne des particules.** Les méthodes de microscopie utilisées jusqu'ici livrent des informations détaillées sur les particules individuelles. Couplées à des systèmes informatiques d'analyse d'image, elles permettent également d'en mesurer très exactement un nombre relativement important. Le temps nécessaire à l'analyse d'un échantillon est cependant très élevé puisqu'il doit être tout d'abord préparé puis étudié manuellement au microscope. Pour tenter d'accéder à un nombre plus important d'informations, nous avons donc testé pour nos besoins la LIBD (Laser-Induced Breakdown Detection), une technique laser permettant d'obtenir en l'espace de quelques minutes des données moyennes (nombre et taille) sur les particules prises dans leur ensemble. Un prototype de LIBD est actuellement installé au Forschungszentrum de Karlsruhe, nous avons pu l'utiliser pour nos essais.

Le mode de fonctionnement de la LIBD est schématisé dans la Figure 1. Un laser (vert, 432 nm) pulsé à une cadence de 20 Hz est focalisé dans une cuvette de mesure. Dès qu'une particule se trouve dans la trajectoire du rayon laser, elle est détruite en

produisant une décharge de plasma (gaz ionisé contenant des particules libres chargées comme des ions ou des électrons). Cette émission de lumière dans le visible est captée par une caméra spéciale. La localisation des particules sur l'image (coordonnées x/y) et la fréquence (rapport du nombre de rayons pulsés et du nombre de décharges de plasma détectées) permettent de calculer le nombre et la taille moyenne des particules présentes dans l'échantillon. Nos observations font état d'une quantité approximative de  $7 \times 10^{11}$  particules dans un litre d'eau potable, leur taille moyenne étant de l'ordre de 15 nm.

**Comparaison des différentes techniques.** Dans l'ensemble, les résultats obtenus par les différentes méthodes présentent une bonne concordance. L'AFM et la MET ont permis d'identifier deux types de particules, les unes formant des agglomérats sphériques (acides humiques agglomérés), les autres présentant un aspect fibreux (polysaccharides). L'analyse de plusieurs images de MET a permis d'établir une distribution granulométrique des particules. Pour les particules de plus de 40 nm, cette distribution suit une fonction exponentielle. Pour pouvoir comparer les résultats de MET (particules de plus de 40 nm) et de LIBD (> 10 nm), les distributions déterminées expérimentalement à partir des images de MET doivent être extrapolées à 10 nm. Cet exercice livre pour les particules de plus de 10 nm une quantité de  $1,1 \times 10^{12}$  par litre pour un diamètre moyen de 13 nm, ce qui concorde bien avec l'estimation de la LIBD ( $7 \times 10^{11}$  particules par litre, 15 nm).

**Chercher une aiguille dans une botte de foin.** Nous avons utilisé diverses méthodes d'analyse pour étudier de près les nanoparticules naturellement présentes dans l'eau potable. Il est indispensable de bien caractériser ces nanoparticules naturelles pour pouvoir les distinguer de leurs homologues synthétiques susceptibles à l'avenir de venir intégrer le cycle de l'eau. Nos connaissances sur leur émission et leur comportement dans le milieu naturel sont encore très partielles, de même *a fortiori* que sur les quantités amenées à venir contaminer l'eau potable ou les eaux brutes. Etant donné d'autre part que d'après nos résultats, une quantité considérable de nanoparticules naturelles est déjà présente dans l'eau potable, la détection des nanoparticules synthétiques devrait donner bien du fil à retordre aux scientifiques. ○ ○ ○

- [1] Perret D., Newman M.E., Negre J.C., Chen Y.W., Buffle J. (1994): Submicron particles in the Rhine River. 1. Physicochemical characterization. *Water Research* 28, 91-106.
- [2] Santschi P.H., Balnois E., Wilkinson K.J., Zhang J.W., Buffle J., Guo L.D. (1998): Fibrillar polysaccharides in marine macromolecular organic matter as imaged by atomic force microscopy and transmission electron microscopy. *Limnology and Oceanography* 43, 896-908.
- [3] Wagner T.U., Bundschuh T., Koster R. (2005): Laser-induced breakdown detection (LIBD) for the highly sensitive quantification of aquatic colloids. Part II: Experimental setup of LIBD and applications. *Particle & Particle Systems Characterization* 22, 181-191.
- [4] Gregory J. (2006): *Particles in water: properties and processes*. Taylor & Francis, Boca Raton.



Sebastian Sobek, biologiste, ancien collaborateur scientifique au sein du département « Eaux superficielles » de l'Eawag.

# Séquestration du CO<sub>2</sub> dans les sédiments lacustres

D'énormes quantités de carbone sont emmagasinées dans les sédiments lacustres. Ce piégeage permet de retirer une partie du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère et contribue donc à limiter l'effet de serre. Une équipe de chercheurs de l'Eawag vient de déterminer comment le carbone était stabilisé pour de longues périodes dans les sédiments lacustres.

Rares sont les endroits sur Terre où le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) est retiré durablement du cycle naturel du carbone. Le fond des lacs en fait partie: la matière organique morte qui s'y dépose lentement est partiellement piégée dans les sédiments lacustres sous forme de carbone organique. Cette biomasse peut provenir de la production primaire du lac – principalement phytoplanctonique – ou d'apports allochtones originaires de son bassin versant. Lors de son passage dans la colonne d'eau ou à son arrivée au fond du lac, une partie de cette biomasse est dégradée par les microorganismes pour former du dioxyde de carbone ou du méthane. Le reste est emmagasiné dans les sédiments (Fig. 1) qui constituent alors un puits de carbone de très longue durée [1–3].

Bien que les lacs ne couvrent que 2 % des terres émergées de la planète alors que les océans occupent 71 % de la surface du globe, la capacité annuelle de stockage du carbone organique des sédiments lacustres atteint presque la moitié de celle des sédiments marins. On ignore encore cependant comment ce puits lacustre de CO<sub>2</sub>, si efficace, fonctionne réellement. Ce savoir est pourtant indispensable si l'on souhaite prévoir les réactions des sédiments aux changements climatiques actuels: assistera-t-on à un accroissement ou au contraire à un amenuisement de ce

puits de CO<sub>2</sub>? Pour nous donner les moyens de répondre à cette question, nous avons consacré ces 3 dernières années à l'étude des mécanismes de séquestration du carbone au fond des lacs.

## Etude comparative d'une grande diversité de sédiments lacustres.

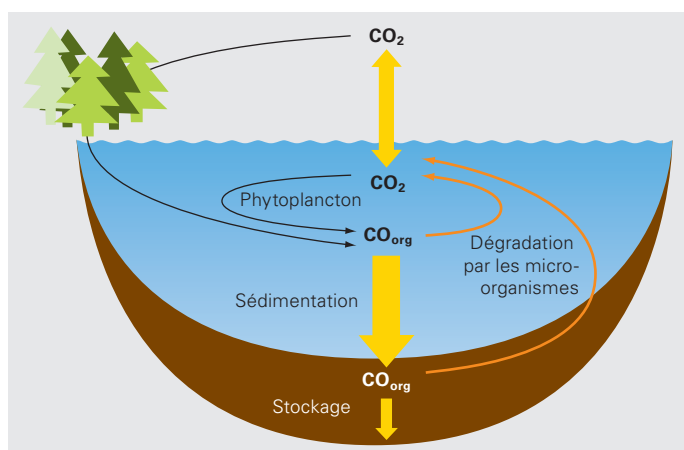
Etant donné que le carbone organique stocké dans les sédiments peut se transformer en charbon, en pétrole ou en gaz au bout de quelques millions d'années, les processus régissant cette incorporation intéressent énormément l'industrie. C'est ainsi que de nombreuses études ont déjà été réalisées sur les sédiments marins. En gros, trois grands groupes de facteurs ont été identifiés [4]:

- ▶ Le carbone organique terrigène entraîné dans les océans est souvent plus difficilement dégradé et donc plus efficacement stocké dans les sédiments que le carbone produit en milieu marin par le phytoplancton. Ceci s'explique principalement par le fait que les plantes terrestres renferment davantage de substances réfractaires difficilement biodégradables (lignine, cellulose, cires etc.).
- ▶ Le manque d'oxygène régnant dans les sédiments marins semble favoriser le stockage du carbone puisque sa dégradation est fortement ralentie dans ces conditions.
- ▶ En plus de la matière organique, des matériaux inorganiques, les particules minérales, se déposent également dans les sédiments. Ces dernières ont la capacité de fixer le carbone organique à leur surface, freinant ainsi le processus de biodégradation et favorisant donc son stockage.

Chacun de ces trois facteurs pourrait jouer un rôle dans les sédiments lacustres et y venir influencer l'efficacité de stockage du carbone organique, c'est-à-dire le rapport entre la quantité qui sédimente dans la colonne d'eau et celle qui est réellement incorporée dans les sédiments (cf. Fig. 1). Dans notre étude, nous avons donc collecté les données de 27 sédiments issus de 11 lacs se distinguant justement au niveau de ces différents paramètres (Tableau):

▶ *Origine du carbone organique*: le carbone organique des lacs suédois étudiés est par exemple presque exclusivement composé d'humus lessivé des forêts et marécages environnants tandis que la majeure partie du carbone organique du lac de Zoug, particulièrement productif, est fournie par le phytoplancton.

Fig. 1: Par l'incorporation de carbone organique (C<sub>org</sub>) dans les sédiments lacustres ou marins, du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) est soustrait de l'atmosphère pour des temps géologiques.



► *Quantité d'oxygène disponible* : alors que les eaux de fond du lac Baïkal sont très riches en oxygène, le bassin nord du lac de Lugano en est constamment privé.

► *Propriétés des particules minérales* : le lac de Constance nous a paru fournir des conditions idéales pour étudier l'influence des particules minérales puisque nous pouvons y attendre une grande hétérogénéité spatiale des apports, notamment entre la zone d'embouchure du Rhin et la rive sud à Romanshorn.

**Analyse détaillée des particules minérales.** Un des axes prioritaires de notre étude était l'analyse des particules minérales. Dans une première étape, nous avons cherché à savoir si la composition chimique et la taille des particules avaient une influence sur la capacité de séquestration du carbone organique dans les sédiments. Pour ce faire, nous nous sommes associés au Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag et avons mis au point une nouvelle méthode d'analyse basée sur le principe de la microscopie électronique. Après élimination des composantes organiques des sédiments, les particules minérales restantes ont été placées sur un filtre puis analysées à l'aide d'un microscope électronique à balayage environnemental (ESEM). L'ESEM présente l'avantage sur le microscope électronique à balayage conventionnel de ne pas nécessairement travailler en vide poussé ; les échantillons peuvent donc être observés en l'état sans fixation ni traitement préalable des échantillons. Il a ainsi été fait mention d'acariens restés en vie après une analyse en ESEM.

L'ESEM est complété d'un logiciel de traitement et d'exploitation d'images et d'un détecteur à rayons X. Le programme détecte et mesure la taille de plus de 1000 particules minérales par échantillon pendant que la composition minérale de chacune des particules est déterminée par microanalyse X (Fig. 2). Cette méthode est particulièrement efficace pour évaluer l'origine des sédiments. Conformément à nos attentes, des différences importantes ont été observées entre les particules sédimentées à l'embouchure du Rhin et celles collectées près de la rive sud du lac de Constance (Fig. 3). Tandis que les sédiments du delta du

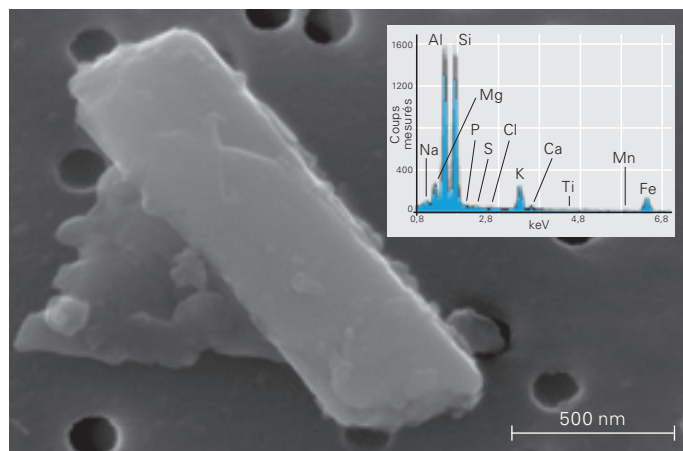


Fig. 2: Image d'une particule minérale en microscopie électronique à balayage. Le spectre rayons-X révèle sa composition en éléments minéraux.

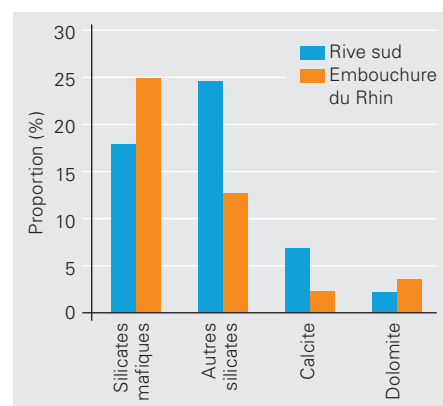
Rhin doivent en majeure partie leur composition à des apports de minéraux provenant des Alpes (silicates mafiques à fortes teneurs en magnésium et en fer, et dolomite), ceux de la rive sud du lac ne manifestent pas d'influence fluviale. A cet endroit, ils proviennent principalement du métabolisme lacustre en lui-même : silice des coques de diatomées, calcite endogène etc. Malgré ces différences, les analyses statistiques effectuées à partir des données collectées n'ont pas montré de relation entre la composition et la taille des particules minérales d'une part et l'efficacité d'incorporation du carbone organique dans les sédiments d'autre part.

**Les particules minérales ne jouent qu'un rôle subalterne.** Dans une deuxième étape, nous nous sommes intéressés à la surface spécifique des particules minérales. Partant en effet du principe qu'une grande surface de contact avec le milieu accroissait la quantité de carbone organique adsorbé sur les particules, nous nous attendions à observer dans ce cas une plus grande efficacité d'enfouissement de la matière organique alors moins accessible aux microorganismes susceptibles de la dégrader. Pour tenter de vérifier cette hypothèse de travail, nous avons bénéficié de l'aide et des équipements de l'équipe de chimie du sol de l'EPF de Zurich. Pour les analyses, la matière organique a tout d'abord été

Nous avons sélectionné pour notre étude des lacs très variés.

Lac	Pays	Particularités
Lac de Constance	CH/D/A	Hétérogénéité des particules
Lac de Zoug	Suisse	Pauvre en oxygène, carbone organique d'origine phytoplanc-tonique
Lac de Wohlen	Suisse	Lac de barrage, hétérogénéité des particules
Lac de Brienz	Suisse	Forts apports de particules
Lac de Lugano	Suisse	Exempt d'oxygène
Gätjärn, Svartjärn et Lilla Sångaren	Suède	Fortes teneurs en matières humiques
Lac de Génésareth	Israël	Conditions d'oxygénation hétérogènes
Lac Baïkal	Russie	Très fortes teneurs en oxygène
Lac Kivu	Congo/Rouanda	Exempt d'oxygène

Fig. 3: Comparaison de la composition des particules minérales dans différentes parties du lac de Constance. Bien que les différences de composition soient fortes, aucune corrélation avec l'efficacité de stockage du carbone dans les sédiments n'a pu être observée.







Prélèvement d'une carotte sédimentaire à partir du bateau.

éliminée des échantillons de sédiments. Ces derniers ont ensuite été chauffés sous vide pour évacuer toute la vapeur d'eau puis refroidis jusqu'à une température de  $-196^{\circ}\text{C}$ . Pour les mesures de surface, de l'azote gazeux a été introduit par saccades dans la chambre d'analyse tandis que la pression était mesurée juste au-dessus de l'échantillon de sédiment. La quantité d'azote adsorbé est proportionnelle à la surface des particules minérales qui peut alors être déduite des mesures de pression.

A notre grande surprise, aucune corrélation n'a pu être observée entre la surface spécifique des particules minérales et le taux

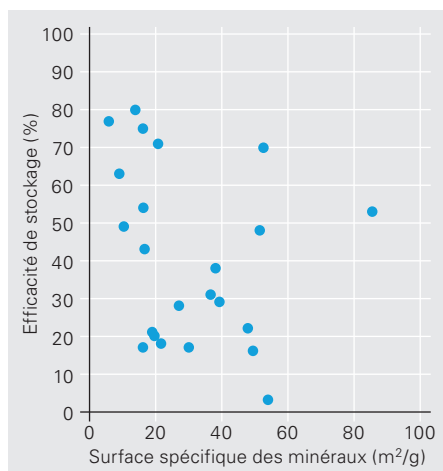


Fig. 4: La plus forte efficacité de stockage du carbone organique n'est pas nécessairement obtenue avec les particules de plus grande surface spécifique. Une efficacité de stockage de 60 % indique par exemple que 60 % du carbone touchant le fond du lac est incorporé dans les sédiments, les 40 % restants étant dégradés par les microorganismes.

d'incorporation du carbone organique dans les sédiments (Fig. 4). A l'inverse des sédiments marins, ce processus semble jouer un rôle tout à fait secondaire en milieu lacustre. La raison pourrait en être que les sédiments lacustres renferment souvent des quantités de carbone organique nettement supérieures à celles pouvant être adsorbées sur les particules minérales.

**Les conditions d'oxygénation et l'origine du carbone sont décisives.**

La question se pose donc de savoir quels processus conduisent à la séquestration du carbone organique dans les sédiments si la composition et la taille des particules minérales n'interviennent pas de façon significative. Qu'en est-il de la durée de disponibilité de l'oxygène et de l'origine du carbone organique ? Nos observations montrent que ces deux facteurs sont décisifs pour l'efficacité d'incorporation : jusqu'à 90 % du carbone organique qui touche le fond est stocké dans les sédiments lorsque ceux-ci présentent une durée d'exposition à l'oxygène très courte (quelques jours) et une forte proportion de biomasse terrigène difficilement biodégradable. A l'inverse, l'efficacité de séquestration du carbone organique atteint à peine 3 % dans les sédiments demeurés longtemps au contact de l'oxygène (>2000 ans) et alimentés par une forte proportion de carbone d'origine phyto-planctonique.

Nos résultats montrent donc que le stockage de la matière organique dans les sédiments lacustres est particulièrement fort lorsque la majeure partie de la biomasse est d'origine terrestre et que les sédiments sont en faible contact avec l'oxygène.

**Un regard sur l'avenir.** Sous l'effet des changements climatiques, de nombreux lacs voient leurs caractéristiques évoluer. On s'attend entre autre à une raréfaction de l'oxygène en profondeur car les phases de stratification des lacs se prolongeront et se stabiliseront. Pour le rôle de puits à  $\text{CO}_2$  des sédiments lacustres, cela signifierait sans doute que la faible oxygénation des fonds accroîtrait la séquestration de carbone organique. Il s'agirait là d'un effet positif susceptible de freiner quelque peu le réchauffement du climat. Malencontreusement, les sédiments anoxiques présentent aussi une production accrue de méthane, un gaz à effet de serre 20 fois plus puissant que le dioxyde de carbone. Il est donc probable que les sédiments lacustres contribueront à l'avenir au réchauffement de l'atmosphère plus qu'ils ne le freineront.

- [1] Märki M., Müller B., Wehrli B. (2006) : Microscale mineralization pathways in surface sediments – a chemical sensor study in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 51, 1342–1354.
- [2] Müller B., Märki M., Schmid M., Vologina E.G., Wehrli B., Wüest A., Sturm M. (2005) : Internal carbon and nutrient cycling in Lake Baikal: sedimentation, upwelling, and early diagenesis. *Global and Planetary Change* 46, 101–124.
- [3] Dean W.E., Gorham E. (1998) : Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538.
- [4] Burdige D.J. (2007) : Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? *Chemical Reviews* 107, 467–485.

# Élimination de l'arsenic par le fer colloïdal



Ralf Kägi, spécialiste en sciences de l'environnement, dirige le Laboratoire d'étude des particules de l'Eawag.

Coauteurs : Christine Wenk et Stephan Hug

Face à une contamination de l'eau potable par l'arsenic, la filtration est un bon moyen de lutte. Les systèmes employés sont basés sur la capacité des colloïdes de fer à piéger l'arsenic. Mais selon la composition chimique de l'eau, le fonctionnement des filtres est plus ou moins efficace. L'Eawag a recherché les causes potentielles de perturbation et étudié les possibilités d'optimisation technique des filtres.

Sur notre planète, des centaines de millions d'êtres humains, vivant majoritairement dans des pays en développement, sont exposés à des concentrations excessives d'arsenic dans l'eau potable. Pour éviter d'être tributaires d'une eau de surface trop rare ou trop polluée, les habitants puisent dans la nappe phréatique une eau souterraine qui contient malheureusement par endroit de l'arsenic naturellement libéré par les sédiments ou le substrat rocheux (arsenic géogène). Étant donné que les pays en développement disposent souvent d'un système d'approvisionnement décentralisé, le problème ne peut être résolu que par le biais de

solutions applicables au niveau des ménages ou des communes. Pour lutter contre la contamination par l'arsenic (As) dans les régions très touchées, diverses solutions ont été mises au point avec plus ou moins de succès en fonction des conditions locales [1]. Pour les zones dans lesquelles il est impossible de s'approvisionner en eau non contaminée, des systèmes de filtration ont été développés pour assurer une élimination durable de l'arsenic (cf. encadré). La technique la plus prometteuse met en œuvre des filtres à sable utilisant les propriétés du fer naturellement présent dans l'eau ou rajouté sous forme de pointes ou de limaille [2]. Ce fer forme en effet des colloïdes sur lesquels l'arsenic vient s'adsorber, ce qui permet de l'extraire de l'eau à traiter. Malheureusement, cette filtration est plus ou moins efficace en fonction de la composition chimique de l'eau. Des études ont ainsi montré que la formation de colloïdes régressait fortement au cours des 30 premiers jours d'utilisation, réduisant d'autant la capacité d'élimination de l'arsenic.

Pour pouvoir optimiser le système de façon ciblée, il faut donc tout d'abord décrypter les processus physico-chimiques qui se déroulent au sein des filtres. Par une approche couplant microscopie électronique et analyse chimique, nous avons donc étudié les aspects suivants :

- Comment les colloïdes de fer se forment-ils et quelles sont leurs propriétés ?
- Dans quelles conditions les substances dissoutes sont-elles adsorbées sur les surfaces disponibles (pointes/limaille, colloïdes) et sont-elles capables de former de nouvelles couches ?

**Approche expérimentale.** Dans le cadre du master de Christine Wenk, le filtre Kanchan a été examiné et testé en modèle réduit à l'échelle du laboratoire. Étant donné que le rendement d'élimination dépend de la composition chimique de l'eau, nous avons travaillé avec diverses eaux synthétiques. Leur point commun était de présenter des concentrations élevées d'arsenic telles qu'on les rencontre dans les nappes contaminées, leurs différences résidant dans les teneurs en calcium, silice et phosphore. Les eaux ainsi préparées ont été passées pendant plusieurs semaines au travers d'un lit de pointes de fer analogue à un filtre Kanchan (Fig. 1). Le rendement d'élimination a été mesuré par dosage de

## Principe des filtres anti-arsenic

Au Bangladesh, les filtres les plus utilisés sont les filtres Sono, composés de couches de sable et de limaille de fer [3]. Par contre, le système privilégié au Népal est celui des filtres Kanchan dans lesquels l'eau traverse tout d'abord un lit de clous (Fig. 1) avant d'être acheminée vers un biofiltre à sable [4]. Dans ces filtres, des oxydes et hydroxydes de fer III se forment soit à partir du fer II de l'eau par oxydation consécutive au pompage, soit à partir du fer métallique Fe(O) par corrosion des clous et copeaux. Ces colloïdes piègent l'arsenic dissout par adsorption à leur surface et s'agglutinent pour former de grosses particules pouvant précipiter ou venir se déposer sur les grains de sable ou sur le fer lui-même.

Les deux types de filtres livrent des résultats très variables : suivant les conditions d'utilisation et les caractéristiques de l'eau, leurs performances sont d'excellentes à insuffisantes. Ainsi, la forme, la composition et les propriétés des oxydes et hydroxydes de fer ferrique dépendent de la composition de l'eau à filtrer. D'autre part, les phosphates, les silicates et le calcium contenus dans l'eau sont englobés dans les structures colloïdales ferriques, ce qui interfère avec l'élimination de l'arsenic. De plus, l'oxydation du fer est couplée à celle de l'arsenic III en arsenic V plus facile à piéger. Mais ce processus est lui aussi fortement influencé par la composition de l'eau et les conditions d'écoulement dans le filtre.

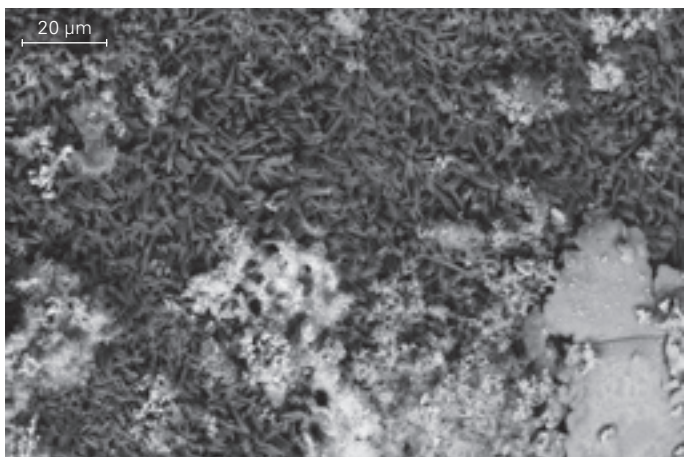


Fig. 1 : Lit de pointes de fer.

l'arsenic en sortie de filtre. Pour estimer le degré de corrosion des clous, nous avons d'autre part déterminé la teneur en oxygène de l'eau filtrée. La surface des clous corrodés et les colloïdes d'oxydes et d'hydroxydes de fer III générés par la corrosion (particules de 1 nm à 1 µm de diamètre) ont été étudiés au microscope électronique.

**Analyse de la surface des clous corrodés au microscope électronique à balayage environnemental.** Le microscope électronique à balayage environnemental (ESEM) permet d'analyser la

Fig. 2 : Couche de calcite (zones foncées) et de colloïdes de fer (zones claires) formée à la surface des clous lors de la filtration d'une eau exempte de phosphates.

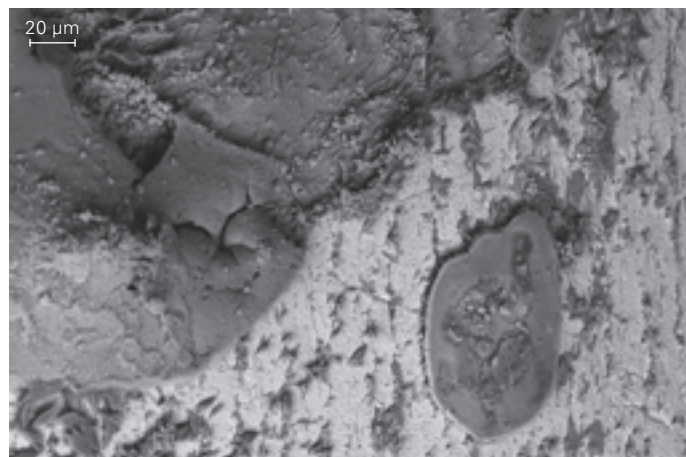


surface des échantillons. Contrairement à la microscopie électronique à balayage classique, l'ESEM se prête aussi à l'étude d'objets non conducteurs sans traitement préalable. Suivant le signal étudié, cette technique livre des informations sur la topographie de l'échantillon ou sur sa composition élémentaire.

Nous avons tout d'abord travaillé avec une eau exempte de phosphore mais contenant du calcium et du silicium. L'observation des clous après filtration a révélé la présence à leur surface d'une couche continue de cristaux sombres présentant des plages éparpillées plus claires. La figure 2 est une image en électrons rétrodiffusés qui livre aussi bien des informations d'ordre topographique que chimique : les plages claires correspondent aux éléments lourds et les zones foncées aux éléments plus légers. La composition chimique des deux phases peut être déterminée directement au microscope électronique à balayage par spectrométrie X par dispersion d'énergie (EDS). Cette technique est basée sur le fait que les atomes constitutifs de l'échantillon excités par le faisceau d'électrons incidents émettent des rayons X d'une énergie qui leur est spécifique et qui permet donc de les identifier. Nos résultats ont montré que les cristaux sombres étaient constitués de calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et les clairs de colloïdes riches en fer. Les particules ferriques apparues au cours de la corrosion sont venues se fixer à la surface des cristaux de calcite. Dans une eau phosphatée, au contraire, la formation de calcite est réprimée et les pointes de fer restent largement exemptes de dépôts. Sur la photo de la figure 3, les grandes plages nues qui occupent la majeure partie de la surface des clous sont nettement reconnaissables (zones claires).

Dans l'ensemble, nos observations correspondent bien aux résultats des analyses sur la consommation d'oxygène et la corrosion du fer. En présence de fortes teneurs de calcium et en l'absence de phosphates, une épaisse couche de calcite se forme à la surface des clous. Ce phénomène est en fait malvenu puisque ce revêtement limite la corrosion du fer, c'est-à-dire la formation de colloïdes d'oxydes et d'hydroxydes de fer ferrique. En présence de phosphates, la formation de calcite est largement réprimée : les clous restent dégagés et le taux de corrosion reste

Fig. 3 : Lorsque l'eau filtrée contient des phosphates, la surface des clous reste largement découverte (zones claires).





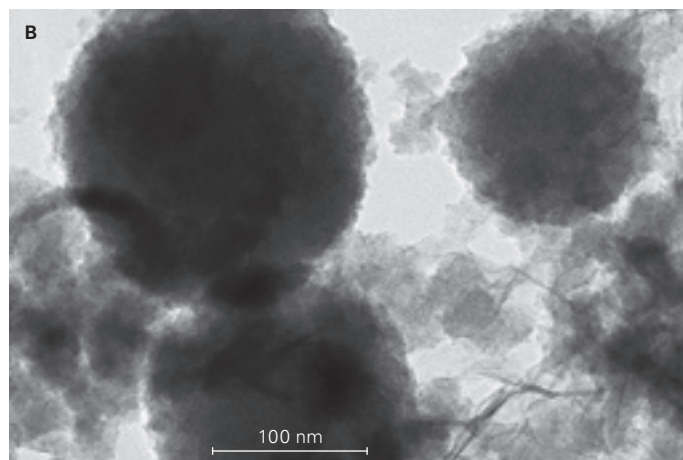
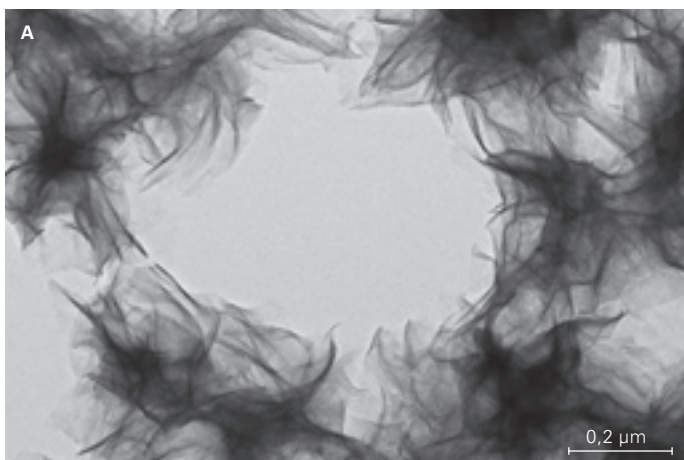


Fig. 4: Colloïdes ferriques de lépidocrocite (A) et de ferrihydrite (B) se formant dans les filtres lorsque l'eau contient du bicarbonate de sodium seul (A) ou couplé à du silicium (B). Ces deux types de colloïdes sont aptes à piéger l'arsenic.

élevé. Ce résultat nous a toutefois quelque peu surpris puisque les phosphates sont justement utilisés pour la protection des conduites d'eau contre la corrosion.

**Etude des colloïdes de fer au microscope électronique à transmission.** En microscopie électronique à transmission (MET), les échantillons sont traversés par un faisceau d'électrons et doivent donc être particulièrement minces. Les colloïdes d'oxyde et d'hydroxydes de fer III nouvellement formés ont en général une épaisseur d'à peine quelques centaines de nm et se prêtent donc bien à une étude par cette technique. Contrairement au MEB environnemental qui permet l'observation directe d'échantillons assez grands, le MET nécessite la fixation préalable des colloïdes sur un support adapté.

Nous avons tout d'abord analysé les colloïdes formés lors de la filtration d'une eau riche en bicarbonate de sodium mais exempte de silicium et de phosphates (Fig. 4A). Notre étude a révélé qu'il s'agissait de lépidocrocite (Lp), un oxy-hydroxyde de fer ( $\gamma$ -FeO(OH)) à structure cristalline orthorhombique (système cristallin à trois angles droits). Si l'on rajoute du silicium à l'eau (sous forme d'acide silicique), la cristallisation de la Lp est empêchée et il y a formation d'un autre type d'hydroxyde de fer, la ferrihydrite (à la formule non encore totalement élucidée) (Fig. 4B). L'arsenic dissout est capable de se fixer sur ces deux types de colloïdes et peut ainsi être retiré de l'eau à traiter.

Un ajout de phosphates dans l'eau induit la formation de colloïdes amorphes de phosphate de fer. La fixation des phosphates aux colloïdes de fer limite alors l'adsorption de l'arsenic à leur surface et réduit donc le rendement du filtre. Cet effet négatif des phosphates sur l'élimination de l'arsenic est toutefois en partie contrebalancé par une plus grande rapidité de la corrosion de la limaille de fer au contact des eaux phosphatées.

**Comment améliorer les filtres?** Les filtres Kanchan, tels que nous les avons reproduits et testés en laboratoire, s'appuient sur la corrosion de pointes de fer et sont largement utilisés pour l'éli-

mination de l'arsenic dans l'eau potable. Les dosages d'oxygène ont montré que la corrosion du fer ne diminuait pas fortement au cours des 30 premiers jours de fonctionnement, mais que l'élimination de l'arsenic passait des 90 % initiaux à environ 60 % au bout de cette période. La raison principale de cette chute de rendement semble être liée à une faible libération de fer II qui concurrencerait celle d'oxydes et hydroxydes de fer III. Après cette baisse initiale d'efficacité, l'élimination semble cependant se stabiliser autour de 60 % pour les mois qui suivent. Une amélioration du système pourrait être obtenue en utilisant deux lits de clous consécutifs séparés par un passage en milieu aéré. Après le premier filtre, l'eau pourrait ainsi se recharger en oxygène, ce qui relancerait la corrosion et permettrait de ramener les teneurs en arsenic à un niveau acceptable pour la consommation. On pourrait également envisager d'éliminer régulièrement les couches corrodées en cassant par exemple le lit de clous et en provoquant un frottement des pointes les unes contre les autres par agitation mécanique.



- [1] Ahmed M.F., Ahuja S., Alauddin M., Hug S.J., Lloyd J.R., Pfaff A., Pichler T., Saltikov C., Stute M., van Geen A. (2006): Epidemiology-ensuring safe drinking water in Bangladesh. *Science* 314, 1687–1688.
- [2] Hug S.J., Leupin O.X., Berg M. (2008): Bangladesh and Vietnam: Different groundwater compositions require different approaches to arsenic mitigation. *Environmental Science & Technology* 42, 6318–6323.
- [3] Hussam A., Munir A.K.M. (2007): A simple and effective arsenic filter based on composite iron matrix: Development and deployment studies for groundwater of Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42, 1869–1878.
- [4] Ngai T.K.K., Shresta R.R., Dangol B., Maharjan M., Murcott S.E. (2007): Design for sustainable development – Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42, 1879–1888.



Silvio Canonica, chimiste, est chercheur au département « Ressources en eau et eau potable » de l'Eawag.

Coauteurs : Jannis Wenk, Hans-Ulrich Laubscher

## Matière organique, lumière et dégradation des polluants

La matière organique dissoute est constituée de composés organiques d'origine généralement naturelle. Bien qu'elle ne soit présente dans les lacs et cours d'eau qu'à l'état de trace, elle influe sur le devenir des polluants. Sous l'action du rayonnement solaire, elle peut en effet tout aussi bien stimuler que freiner leur dégradation naturelle.

A l'état naturel, l'eau peut arborer une multitude de couleurs. Cette propriété a de tout temps fasciné l'homme et inspiré nombre d'artistes. La couleur de l'eau est souvent influencée par la présence de composés dissouts qui absorbent la lumière dans différents domaines de longueurs d'onde. Parmi eux, les substances jaunes qui absorbent donc principalement dans le domaine violet et ultraviolet, jouent un rôle prépondérant. Elles font partie de la matière organique naturelle présente en phase liquide sous la forme de matière organique dissoute (MOD). Celle-ci rassemble une multitude de composés chimiques organiques souvent non caractérisés provenant du métabolisme et de la décomposition des organismes dans l'eau et dans le sol.

Lors de l'absorption de lumière par la matière, l'énergie des photons incidents est immédiatement reconvertie. Ce processus s'accompagne d'une libération de chaleur et de la formation de composés métastables de forte énergie qui peuvent être très réactifs. Par sa capacité à absorber le rayonnement solaire, la MOD atténue d'un côté l'impact direct des photons en les interceptant et peut d'autre part initier un certain nombre de réactions chimiques, notamment avec les polluants difficilement dégradables. La MOD joue donc le rôle d'un photosensibilisateur (cf. encadré). Ses effets sur le devenir des polluants sont étudiés depuis plus de deux décennies à l'Eawag. Il a ainsi été démontré que l'isoproturon, un désherbant largement utilisé dans le monde, perdurerait bien plus longtemps dans les eaux superficielles si celles-ci ne contenaient

pas de MOD. Mais d'autres polluants, dont certains de grande actualité comme les perturbateurs endocriniens et les antibiotiques, peuvent également être concernés par ces mécanismes de dégradation. Nos résultats les plus récents révèlent maintenant que la MOD peut non seulement favoriser cette dégradation mais aussi la freiner. Cet article explique de quelle façon.

**Les espèces de MOD à l'état triplet excité peuvent dégrader les polluants.** L'absorption du rayonnement solaire par la MOD, les nitrates et d'autres composés présents dans l'eau peut générer une grande variété d'espèces chimiques hautement réactives. Toutefois, leur quantité est en général très faible même lorsque l'insolation est maximale et leur forte réactivité les rend très instables, ce qui limite les possibilités d'identification et de quantification par les méthodes d'analyse classiques. Il y a plus de vingt ans, des techniques ont été mises au point pour détecter dans l'eau deux de ces espèces réactives, le radical hydroxyle et l'oxygène singulet et pour calculer la vitesse de dégradation consécutive des polluants [1]. Malgré leur importance incontestable, le radical hydroxyle et l'oxygène singulet ne peuvent cependant assurer qu'une part minime de la dégradation des polluants dans les eaux superficielles. Le radical hydroxyle réagit de manière très efficace avec la quasi-totalité des substances organiques mais il est présent en concentrations si infimes qu'une exposition de plusieurs mois serait nécessaire à une dégradation appréciable.

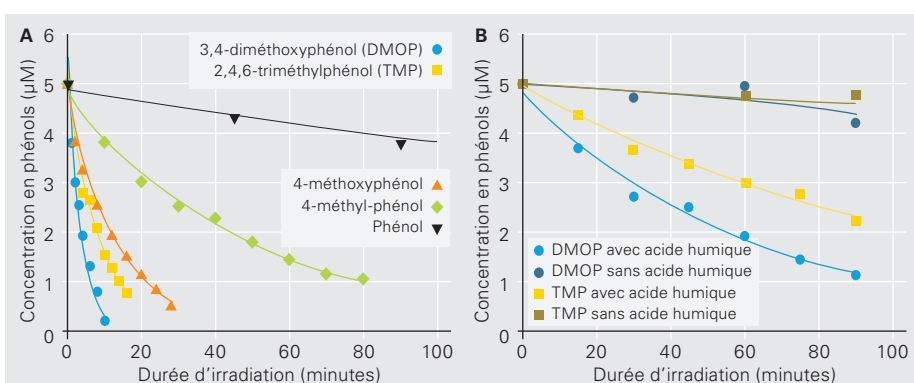


Fig. 1 : Cinétique de dégradation des phénols substitués par irradiation en laboratoire par la lumière visible et des UV-A (A) ou en extérieur par le rayonnement solaire (B). Nous avons utilisé comme représentant de la MOD un acide humique (concentration : 1,7 mg de carbone par litre).



La coloration jaune du Greifensee trahit sa forte teneur en matière organique.

L'oxygène singulet est quant à lui plus largement présent mais ne réagit qu'avec un nombre très limité de polluants.

Fait intéressant, la dégradation des phénols substitués (contenus par ex. dans les matières plastiques, les colorants, les médicaments et les pesticides) qui se produit dans les eaux superficielles en conditions d'ensoleillement est beaucoup plus rapide que celle que l'on pourrait attendre de l'action du radical hydroxyle et de l'oxygène singulet seuls. Il apparaît d'autre part que les phénols riches en électrons et facilement oxydables sont plus facilement dégradés que les phénols pauvres en électrons et difficilement oxydables (Fig. 1) [2]. Nous supposons donc que d'autres espèces hautement réactives interviennent dans la dégradation des phénols et qu'il doit s'agir de molécules excitées à l'état triplet appartenant à la MOD [2].

### Dégradation oxydative des polluants par des photosensibilisateurs modèles.

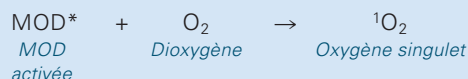
Mais comment les espèces à l'état triplet peuvent-elles provoquer la dégradation des polluants? Au lieu de travailler directement avec la matière organique dissoute, mélange indéfini, nous avons réalisé nos essais avec des composés connus que nous avons utilisés comme photosensibilisateurs. Notre choix s'est porté sur des cétones aromatiques. Leur principal avantage vis-à-vis de la MOD est de présenter une structure et des propriétés physicochimiques bien connues, ce qui facilite grandement le développement de modèles quantitatifs représentant leur réactivité. De plus, nous avons ainsi pu recourir à des méthodes rapides de spectroscopie pour mesurer les états triplets des différents composés, ce qui n'aurait pas été réalisable avec la MOD. Par le biais d'une telle méthode, la photolyse par éclair laser, nous avons pu montrer :

► qu'il existe un rapport direct entre la dégradation des phénols substitués et des herbicides phénylurées, telle qu'elle a été observée en conditions naturelles, et la réaction entre l'état triplet excité des photosensibilisateurs, représentés dans notre cas par une cétone aromatique, et les polluants [3, 4] mais

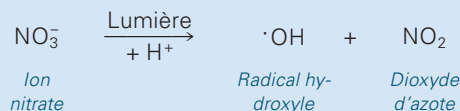
### Photosensibilisateurs

Les substances capables de provoquer par absorption de lumière une réaction chimique chez un autre composé sont désignées sous le terme général de photosensibilisateurs. On rencontre ces substances, comme par exemple le ion nitrate et la matière organique dissoute (MOD), notamment dans les eaux superficielles où elles peuvent générer des espèces particulièrement réactives qui participent de façon décisive à la dégradation des polluants. Les espèces réactives suivantes en font partie :

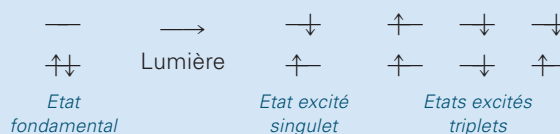
► L'oxygène singulet, un état excité de la molécule d'oxygène, qui apparaît principalement suite au transfert d'énergie à partir de la MOD activée par le rayonnement solaire ; contrairement à l'oxygène normal, les spins des électrons (sens de rotation) sont antiparallèles.



► Le radical hydroxyle qui, de par ses électrons non appariés, est une espèce très réactive.



► Les états excités triplets de la MOD qui doivent leur forte réactivité à la présence de deux électrons non appariés permettant donc trois états de spin différents. Ils agissent comme des oxydants puissants lorsque leur structure chimique remplit certaines conditions. Contrairement aux états excités triplets, les états excités singulets ne sont pas en mesure d'oxyder efficacement les polluants.



► qu'il existe une relation quantitative entre la capacité d'oxydation des états triplets (caractérisée pour les spécialistes par le « one-electron reduction potential » ou potentiel de réduction par transfert monoélectronique) et la vitesse de dégradation d'un polluant donné. On peut ainsi dire pour les phénols substitués qu'ils sont d'autant plus rapidement dégradés qu'ils sont facilement oxydables et que les états triplets sont oxydants [3].

On peut ainsi facilement imaginer les possibilités d'application pratique de ces relations quantitatives et de nouvelles expérimentations sont sans cesse mises en œuvre pour en vérifier la pertinence [5]. On espère ainsi pouvoir utiliser ces outils théoriques pour mieux évaluer l'éco-compatibilité des produits chimiques conformément aux exigences de la directive REACH de l'UE [6]. La figure 2 montre que de nombreux autres polluants pourraient eux aussi réagir à une oxydation induite par des états triplets.



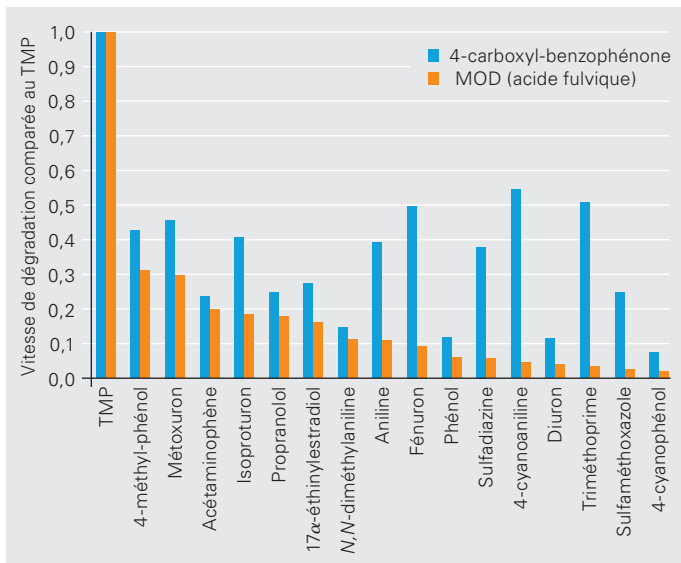


Fig. 2: Vitesses de dégradation relatives de divers polluants (dissouts dans l'eau, concentration respective 5 µM) exposés en laboratoire à un rayonnement solaire simulé en présence de 4-carboxyl-benzophénone (photosensibilisateur modèle) ou d'acide fulvique Suwannee River (MOD standard) [d'après [7], modifié].

Dans nos essais, nous avons utilisé deux types de photosensibilisateurs: la MOD (représentée dans ce cas spécifique par un acide fulvique de la Suwannee River aux USA, un standard utilisé mondialement) et la 4-carboxyl-benzophénone. Nous avons alors constaté que la 4-carboxyl-benzophénone présentait en général une force d'oxydation plus élevée que l'acide fulvique.

**Effet inhibiteur de la MOD sur la dégradation oxydative des polluants.**

Comme nous l'avons déjà évoqué, la matière organique dissoute peut également inhiber la dégradation des polluants. Nous avons ainsi observé lors de l'oxydation d'anilines substituées (utilisées entre autres dans les colorants, les fibres synthétiques et les médicaments) une réduction accrue de la vitesse de réaction en présence de MOD. De plus, en présence de lumière et de MOD, les vitesses de dégradation des anilines sont nettement

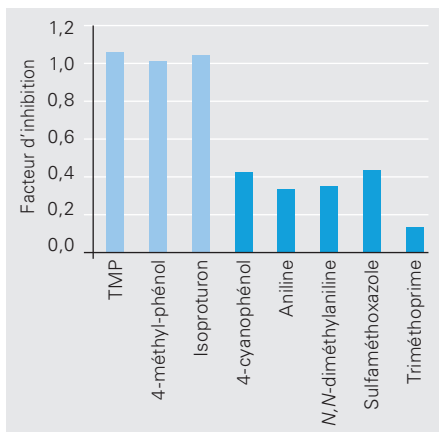


Fig. 3: Facteur d'inhibition de la dégradation de certains polluants défini par le rapport entre les vitesses de réaction en présence ou en l'absence d'acide fulvique Suwannee River (MOD standard; concentration: 2,5 mg de carbone par litre) [d'après [7], modifié].

plus faibles que celles des phénols méthylés (Fig. 2) alors qu'elles sont plus facilement oxydables et devraient donc réagir au moins aussi rapidement que ces derniers. Pour tenter de comprendre les raisons de ce phénomène, nous avons réalisé des essais de dégradation de divers polluants avec le photosensibilisateur 4-carboxyl-benzophénone en présence ou en l'absence de MOD [7]. Les conditions expérimentales ont été fixées de façon à ce que l'activité photosensibilisatrice de la MOD puisse être négligée.

Comme le montre la figure 3, la vitesse d'oxydation de certains polluants, notamment la plupart des phénols et des herbicides phénylurées, n'est pratiquement pas influencée par la présence de MOD (valeur du rapport des vitesses d'oxydation en présence et en absence de MOD proche de 1). A l'inverse, d'autres substances voient leur oxydation clairement ralentie sous l'effet de la MOD (valeurs nettement inférieures à 1 dans la figure 3). Dans ce deuxième groupe de polluants, il est probable que les produits intermédiaires d'oxydation réagissent avec des composés facilement oxydables de la MOD, ce qui entraîne une régénération du polluant et donc une réduction du taux de dégradation. De nouveaux essais sont en cours pour tenter de vérifier cette hypothèse et de mieux caractériser ce nouveau type d'action de la MOD. Nous essayons en ce moment de savoir si cet effet se manifeste également avec d'autres types de réactions oxydatives, comme par exemple celles mises en œuvre pour la potabilisation des eaux.

Grâce à nos essais, nous sommes maintenant en mesure de mieux comprendre les mécanismes conduisant à une accélération ou un ralentissement des processus de dégradation des polluants. Mais dans l'ensemble, la recherche dans ce domaine en est encore à ses balbutiements. ○ ○ ○

- [1] Hoigné J., Faust B.C., Haag W.R., Scully F.E., Zepp R.G. (1989): Aquatic humic substances as sources and sinks of photochemically produced transient reactants. *Advances in Chemistry Series 219*, 363–381.
- [2] Canonica S., Jans U., Stemmler K., Hoigné J. (1995): Transformation kinetics of phenols in water: Photosensitization by dissolved natural organic material and aromatic ketones. *Environmental Science & Technology 29*, 1822–1831.
- [3] Canonica S., Hellrung B., Wirz J. (2000): Oxidation of phenols by triplet aromatic ketones in aqueous solution. *Journal of Physical Chemistry A 104*, 1226–1232.
- [4] Canonica S., Hellrung B., Müller P., Wirz J. (2006): Aqueous oxidation of phenylurea herbicides by triplet aromatic ketones. *Environmental Science & Technology 40*, 6636–6641.
- [5] Canonica S. (2007): Oxidation of aquatic organic contaminants induced by excited triplet states. *Chimia 61*, 641–644.
- [6] Fenner K., Canonica S., Escher B.I., Gasser L., Spycher S., Tulp H.C. (2006): Developing methods to predict chemical fate and effect endpoints for use within REACH. *Chimia 60*, 683–690.
- [7] Canonica S., Laubscher H.U. (2008): Inhibitory effect of dissolved organic matter on triplet-induced oxidation of aquatic contaminants. *Photochemical & Photobiological Sciences 7*, 547–551.

# Modéliser les communautés biotiques des cours d'eau



Nele Schuwirth, hydrogéologue, est chercheur post-doctoral au sein du département « Analyse des systèmes et modélisation » de l'Eawag.  
Coauteur : Peter Reichert

Le modèle de simulation ERIMO (Ecological River Model) que nous avons développé permet de décrire d'importants processus se déroulant dans les cours d'eau. Pour le mettre au point, une modélisation des algues et invertébrés vivant au fond du lit a été réalisée et les incertitudes de modélisation ont été prises en compte.

Les modèles de simulation peuvent contribuer à une meilleure compréhension et une meilleure représentation des relations complexes existant au sein des systèmes. Cela vaut aussi pour les cours d'eau et leurs communautés biotiques. De tels modèles aident aussi à prédire l'évolution future de ces écosystèmes sous l'effet des changements incessants du climat : quels seront par exemple les effets des changements climatiques et d'autres modifications d'origine anthropique sur les systèmes d'eau courante ?

Si certains modèles existent déjà pour décrire les cours d'eau, ils présentent tous un certain nombre de lacunes : souvent axés sur la qualité de l'eau, ils excluent certaines parties du système, ne sont pas d'application générale car développés et calibrés pour certaines rivières précises ou négligent de tenir compte de l'incertitude de modélisation. Nous avons donc décidé de faire un pas vers l'accomplissement d'un modèle global et général pour les cours d'eau. Dans notre modèle écologique ERIMO (Ecological River Model), une grande importance est accordée à la communauté benthique, c'est-à-dire aux animaux, végétaux et microorganismes qui vivent au fond du lit [1]. ERIMO permet de décrire les principaux processus se déroulant au sein de cette communauté et de simuler les effets éventuels causés par des influences exté-

rieures. Il est prévu d'appliquer ce modèle, qui a tout d'abord été utilisé pour la Sihl et pour une rivière espagnole, à l'étude d'autres cours d'eau de petite et moyenne taille et de l'étendre ultérieurement au domaine de la qualité de l'eau.

## Pourquoi tant d'intérêt pour les communautés benthiques ?

La réponse est simple : parce qu'elles jouent un rôle majeur dans les flux de matières et le réseau trophique des écosystèmes aquatiques. Ainsi, dans les rivières peu profondes, la transformation des substances nutritives et de la matière organique est souvent en grande partie assurée par les algues, bactéries, micro champignons et autres microorganismes qui vivent au fond du lit. Les biofilms qu'ils forment sur le substrat jouent un rôle prépondérant dans l'autoépuration des cours d'eau et servent de nourriture à toute une série d'invertébrés (mollusques, larves d'insectes etc.). Par le broutage des biofilms et la dégradation de la matière organique non vivante, ces invertébrés interviennent eux aussi dans la transformation de la matière et la capacité d'autoépuration du cours d'eau. De plus, ils servent à leur tour de nourriture à d'autres organismes comme les poissons.

**Comment le modèle se présente-t-il ?** Notre modèle a pour fonction de représenter l'évolution dans le temps des principaux groupes d'organismes benthiques et de la matière organique détritique déposée au fond du lit. Etant donné qu'il serait extrêmement compliqué d'intégrer dans le modèle chacune des espèces évoluant dans le cours d'eau, les invertébrés sont rassemblés en groupes fonctionnels correspondant à leur mode d'alimentation : par exemple, les brouteurs qui se nourrissent du biofilm se développent sur les divers substrats au fond du lit, les collecteurs qui consomment la matière organique particulaire et les prédateurs qui se nourrissent d'autres invertébrés. Enfin, les algues sessiles, éléments importants du biofilm, sont également représentées.

En complément, les principaux processus qui jouent un rôle pour les différents groupes et la matière organique détritique doivent être pris en compte : la colonisation du fond du lit par les groupes d'organismes ainsi que leur croissance et leur régression, la dérive des algues et des invertébrés lors des crues et la remise en suspension des matériaux détritiques déposés au fond de la rivière. Selon les données disponibles, les rapports stœchio-

Prélèvements dans la Sihl.



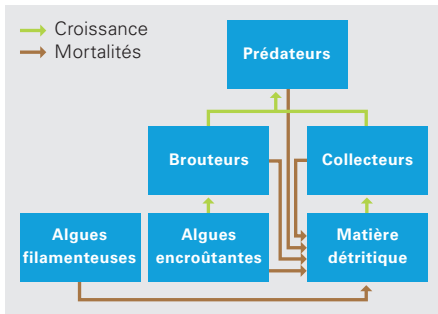


Fig. 1 : Réseau trophique des principaux groupes d'organismes vivant au fond de la Sihl.

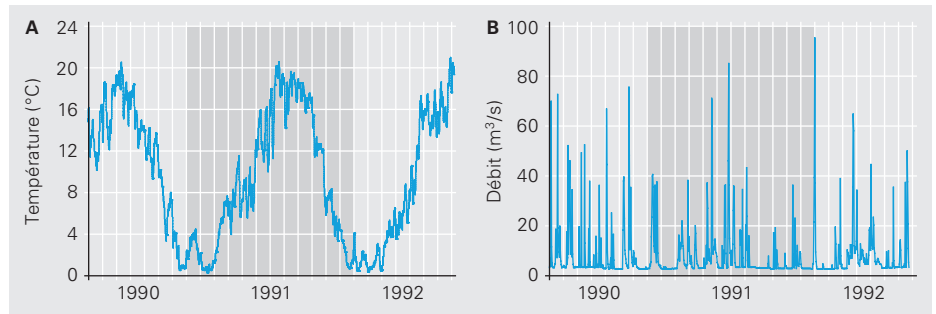


Fig. 2 : Evolution dans le temps des paramètres extérieurs (température de l'eau à gauche et débit à droite) agissant sur les communautés de la Sihl.

métriques entre ces différents processus biologiques (lorsque par exemple des brouteurs consomment du biofilm ou que des invertébrés prédateurs ingèrent des collecteurs) sont déduits de la composition chimique ou du moins de la biomasse des groupes considérés ou du compartiment détritifique.

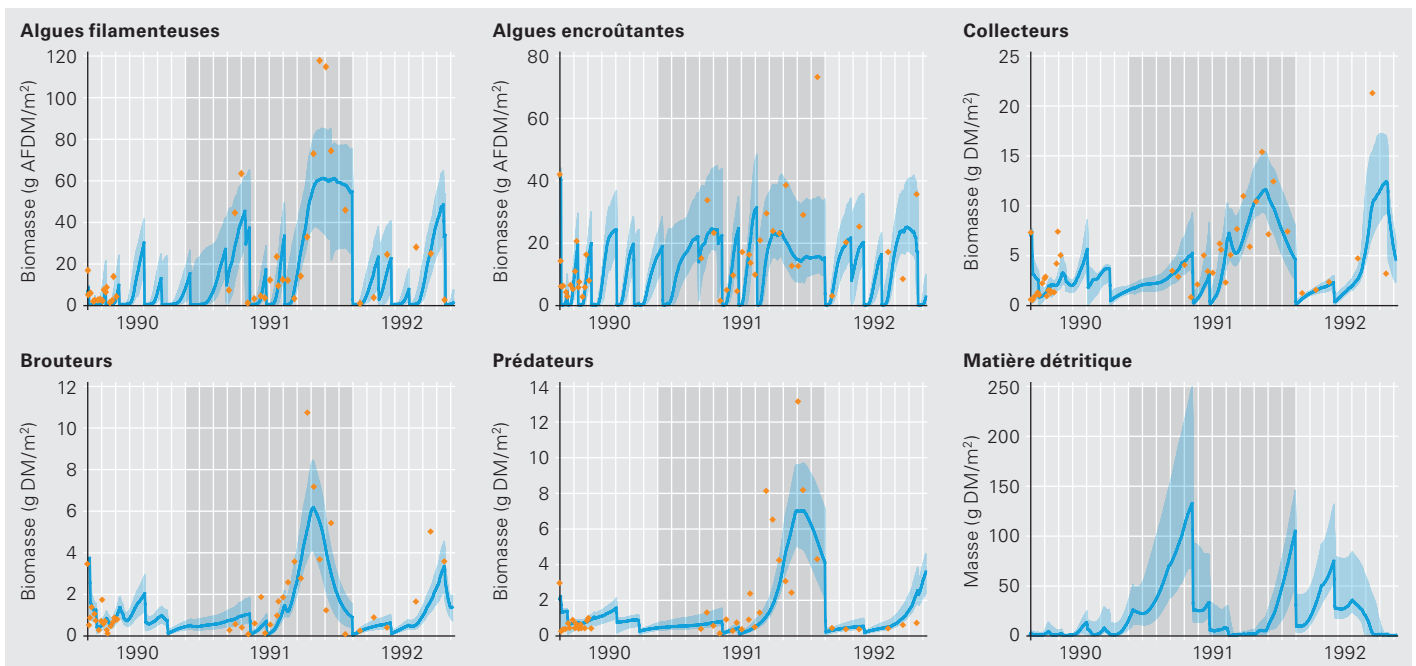
Il importe enfin d'intégrer dans le modèle les différents paramètres extérieurs ayant une influence sur le système : le débit, la température de l'eau, l'intensité lumineuse reçue et les substances nutritives dissoutes dans l'eau. Les résultats du modèle sont calculés par le logiciel Aquasim [2].

**Comment calibrer un tel modèle et comment en évaluer la qualité prédictive ?** Pour évaluer le potentiel de prévision du modèle, il est important de tenir compte des différentes sources d'incertitude pour quantifier l'incertitude des résultats de la mo-

délisation. On se trouve alors confronté au problème suivant : la réalité est toujours beaucoup plus complexe que la représentation qui en est livrée par les modèles. Bien que nous ayons procédé à de nombreuses simplifications pour réduire autant que possible la complexité du modèle, celui-ci reste influencé par de nombreux paramètres incertains (les taux spécifiques de croissance et de mortalité ou le débit critique déclenchant la dérive, par exemple).

Pour chaque paramètre, nous devons fixer une valeur ou du moins un intervalle qui soit réaliste en soi et qui permette aussi d'obtenir des modélisations qui le sont tout autant. Pour définir ces valeurs, plusieurs approches sont envisageables : essayer de les déterminer en laboratoire par voie expérimentale, chercher des données fiables dans la littérature scientifique ou demander l'avis des experts. Etant donné que la composition des différents groupes d'organismes varie aussi bien en fonction des saisons

Fig. 3 : Dynamique des groupes fonctionnels benthiques et de la matière détritifique dans la Sihl. Points orange = Valeurs mesurées ; Ligne bleue = Simulation. La bande bleu clair indique le domaine d'incertitude de la simulation calculé à partir des paramètres incertains. Les valeurs réelles doivent être comprises dans cette bande avec une probabilité de 95 %. L'incertitude supplémentaire due à la simplification du modèle et aux mesures en elles-mêmes n'est pas indiquée.





qu'en fonction des lieux, il n'est en général pas possible d'obtenir des informations très précises. Une autre solution consiste à utiliser les densités de population mesurées en rivière pour ajuster les paramètres du modèle de manière à ce que les prévisions soient en bonne adéquation avec la réalité. Ce processus est appelé calibrage du modèle. Il ne peut cependant être réalisé que sur les paramètres ayant une influence décisive sur les résultats de la modélisation sans pour autant être compensés par d'autres paramètres (comme par exemple la croissance et la mortalité).

Pour obtenir la meilleure prévision possible, la meilleure solution est donc de recourir aux deux sources d'information à la fois : utiliser les données livrées par l'expérimentation, la littérature et l'expérience des experts d'une part et ajuster le modèle en calibrant les paramètres d'autre part. La comparaison des valeurs mesurées et des résultats du modèle permet de déduire des valeurs réalistes pour les paramètres. Pour cet exercice, l'interférence bayésienne est un bon outil : cette méthode mathématique permet un calcul simultané de l'incertitude des résultats de modélisation [3]. Nous l'avons mise en œuvre par le biais du logiciel Uncsim [4].

#### Quelles ont été jusqu'à présent les applications d'ERIMO?

Nous avons tout d'abord mis au point un prototype d'ERIMO pour l'étude de la Sihl (Fig. 1) [1]. La Sihl s'écoule entre le lac Sihlsee et Zurich où elle se jette dans la Limmat. Dans le cadre d'essais de crues expérimentales, l'AWEL (Office des déchets, des eaux, de l'énergie et de l'air du canton de Zurich) et la société AquaPlus ont effectué pendant deux années (1991 et 1992) des mesures de densité de population d'algues et d'invertébrés dans la Sihl. Nous avons utilisé ces données pour calibrer le modèle. En parallèle, la température de l'eau et le débit étaient mesurés sur la même période (Fig. 2), deux des principaux paramètres extérieurs nécessaires à la modélisation.

Nos résultats montrent que le modèle est effectivement en mesure de représenter assez fidèlement les données expérimentales (Fig. 3, comparaison des valeurs simulées et des valeurs mesurées). L'évolution dans le temps des populations d'algues et d'invertébrés est caractérisée par une alternance de périodes de dérive dues aux crues (ou aux lâchers d'éclusée) et de périodes consécutives de régénération. La simulation des prédateurs, notamment de leur récupération rapide après la crue en été 1991, est un peu moins bonne que celle des autres groupes fonctionnels. Cela pourrait s'expliquer par la plus grande mobilité des prédateurs et par leur meilleure capacité à rejoindre des refuges pendant les crues pour se prémunir de la dérive.

Dans une deuxième étape, nous avons appliqué le modèle à la simulation d'une petite rivière espagnole, le Fuirosos. Les conditions climatiques et hydrologiques y sont cependant très différentes de celles de la Sihl. Certaines modifications ont donc dû être apportées au modèle. Il a ainsi fallu tenir compte du fait que le cours d'eau était à sec une partie de l'été. De plus, d'autres groupes d'invertébrés ont dû être ajoutés (filtreurs et déchetiqueurs). Les données expérimentales ont été recueillies par Vicenç Acuña au cours de son travail de doctorat. Encore une fois, les résultats font état d'une bonne adéquation entre modélisation et mesures

de terrain et montrent que l'interférence bayésienne a permis de réduire l'incertitude pour plusieurs paramètres [5].

**Quels sont les projets pour l'avenir?** Nous nous proposons maintenant d'appliquer le modèle à d'autres cours d'eau, ce qui nous permettra peu à peu d'identifier les processus réellement importants et d'estimer comment les intervalles de valeur des paramètres changent d'un système à l'autre. A long terme, ce cumul d'expérience devrait permettre d'obtenir un modèle d'application de plus en plus universelle et finalement utilisable à des fins de prédiction, par exemple pour développer des scénarios en environnement modifié (réchauffement de l'eau, modification du régime d'écoulement, enrichissement en substances nutritives etc.).

Nous envisageons également une extension du modèle à la modélisation du biofilm et des processus se déroulant dans la colonne d'eau. Il nous sera alors possible, en couplant nos résultats avec ceux du River Water Quality Model n°1, d'étendre nos capacités de simulation aux processus influençant la qualité de l'eau, au travers par exemple des teneurs en oxygène et en nitrates [6]. Nous serions alors en mesure d'englober la totalité du cycle de la matière dans nos calculs et les bilans de matière des principaux éléments pourraient être utilisés pour circonscrire le modèle. Une condition indispensable à la réalisation de ce projet serait cependant de disposer d'un pool de données rassemblant pour un même site tous les groupes d'organismes (invertébrés, algues, bactéries etc.) et de substances (substances dissoutes, matière organique en suspension et sédimentée etc.) de même que les facteurs extérieurs ayant une influence sur le système. Ces données doivent être collectées à un rythme correspondant aux variations dans le temps des groupes d'organismes. Comme cela demande une planification très complexe, un tel ensemble de données n'est pas encore disponible. Nous espérons toutefois qu'un projet commun pourra être mis sur pied en association avec des experts de terrain pour pouvoir réaliser cette avancée décisive. ○○○

Nous tenons à remercier sincèrement nos collègues Vicenç Acuña, Martin Kühni, Steffen Schweizer, Klement Tockner et Urs Uehlinger pour leur contribution.

- [1] Schuwirth N., Kühni M., Schweizer S., Uehlinger U., Reichert P. (2008) : A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland. *Freshwater Biology* 53, 1372–1392.
- [2] Reichert P. (1994) : AQUASIM – a tool for simulation and data-analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology* 30, 21–30. [www.aquasim.eawag.ch](http://www.aquasim.eawag.ch)
- [3] Gelman S., Carlin J.B., Sten H.S., Rubin D.B. (1995) : Bayesian data analysis. Chapman and Hall, New York.
- [4] [www.uncsim.eawag.ch](http://www.uncsim.eawag.ch)
- [5] Schuwirth N., Acuña V., Reichert P. : Analyzing benthos community dynamics of an intermittent Mediterranean stream with a mechanistic model (ERIMO). (in preparation)
- [6] Reichert P., Borhardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., Vanrolleghem P. (2001) : River water quality model no. 1 (RWQM1) : II : Biochemical process equations. *Water Science and Technology* 43, 11–30.

# Améliorer la diffusion de Sodis



Andrea Tamas et Silvie Krämer, psychologues environnementalistes et doctorantes au sein du département « Analyse des systèmes et de modélisation » de l'Eawag. Andrea Tamas a soutenu sa thèse début 2009.

L'idée de base de la désinfection de l'eau par le rayonnement solaire est simple : après un séjour de six heures en plein soleil, l'eau contenue dans des bouteilles en polyéthylène est débarrassée de tout germe. Mais malgré sa simplicité et ses avantages sanitaires indéniables, cette méthode ne se diffuse pas aussi rapidement qu'on pourrait le penser.

Sodis, la méthode de désinfection solaire de l'eau mise au point par l'Eawag, est diffusée depuis plus de dix ans par des organisations non gouvernementales (ONG) en Amérique latine, en Asie et en Afrique. Sodis est une méthode idéale pour la préparation par les ménages des petites quantités d'eau potable nécessaires à la vie quotidienne [1]. Il suffit de placer l'eau potentiellement contaminée par des germes pathogènes dans des bouteilles en plastique transparentes et de les mettre au soleil entre six heures et deux jours selon la clarté du ciel. La lumière du soleil détruit alors les microorganismes pathogènes par la double action du rayonnement UV A (longueurs d'onde entre 320 et 400 nm) et du réchauffement de l'eau.

Il serait donc logique que les habitants des pays dans lesquels l'eau potable est loin d'être accessible à tous soient les premiers à adopter cette méthode et à en promouvoir la diffusion par le simple bouche à oreille. Or il n'en est rien. Il s'est avéré insuffisant d'informer la population sur les problèmes liés à la contamination de l'eau (les germes pathogènes véhiculés par l'eau provoquent des diarrhées et entraînent des mortalités (infantiles)) et sur la méthode de désinfection en pensant que Sodis serait alors tout naturellement adopté dans la vie quotidienne. Car le processus conduisant à une modification des habitudes et des comportements est fort complexe [2, 3] : il commence par une prise

de conscience des problèmes, implique ensuite d'acquiescer un nouveau savoir, de développer une attitude positive vis-à-vis de l'élément nouveau et enfin d'adopter (au moins provisoirement) le nouveau comportement. Et c'est sur ce dernier point que se décide le succès ou l'échec du changement de comportement : c'est la phase de formation de nouvelles habitudes qui implique le passage d'une phase d'essai demandant un effort de réflexion à une phase de routine demandant nettement moins de ressources cognitives (où il n'est plus nécessaire de réfléchir avant d'effectuer le geste devenu quotidien).

Dans le cadre de trois études de terrain menées en Bolivie et au Zimbabwe (cf. Tableau), nous avons cherché à savoir quelles étaient les stratégies les plus efficaces pour la diffusion de Sodis (cf. encadré, p. 23) et quelles actions favoriseraient au mieux la prise de nouvelles habitudes (cf. encadré p. 24) [4]. L'efficacité des actions entreprises a ensuite été évaluée par le biais de sondages auprès de la population.

**Les stratégies de personne à personne sont plus efficaces et, de surcroît, moins coûteuses que les stratégies de masse impersonnelles.** Quels ont été les performances des différentes stratégies de diffusion testées dans les différents projets ? Lors de séances d'information, seules 10 % des personnes présentes

Vue d'ensemble des projets dans lesquels différentes stratégies de diffusion de Sodis ont été testées.

Projet	Période	Lieu	Nombre de ménages / personnes	Stratégies de diffusion employées	Moyens employés pour la formation des habitudes	Durée de la campagne	Nombre de ménages utilisant Sodis après la campagne*
1	2005	Zone suburbaine Bolivie	1000/5000	Instructeurs professionnels Bénévoles «porteurs de savoir» Foire de la sante	Matériel aide-mémoire Affichage de l'engagement des ménages	2 mois	400
2	2007	Zone rurale Bolivie	3500/18 000	Instructeurs professionnels	Matériel aide-mémoire	6 mois	2200
3	2007 à 2009	Bidonvilles de Harare Zimbabwe	43 000/216 000	Instructeurs professionnels Séance d'information Stratégie d'incitation	Matériel aide-mémoire Affichage de l'engagement des ménages	12 mois	20 000 (plus 8500 **)

\* Extrapolation à partir des résultats du sondage.

\*\* Ménages des zones environnantes ayant entendu parler de Sodis par autodiffusion.

ont pu être convaincues d'utiliser Sodis en permanence [2]. De même, l'autodiffusion après une telle réunion s'est avérée très modeste. Par contre, l'intervention d'instructeurs professionnels a donné d'excellents résultats: 73 % des personnes interrogées dans le projet 1 [5] et plus de 90 % de celles interrogées dans le projet 3 [2] s'étaient mises à utiliser Sodis régulièrement moins de deux mois après avoir été instruites. La solution faisant appel à des bénévoles auparavant formés pour diffuser Sodis et donc « porteurs de savoir » était elle aussi efficace: au bout de deux mois, 67 % des personnes interrogées déclaraient d'être décidées à utiliser Sodis. De plus, la participation de ces bénévoles, eux-mêmes issus des régions concernées par le projet, a contribué à faire parler de Sodis dans la population. Même s'ils sont moins efficaces que les instructeurs professionnels, leur contribution non rémunérée est précieuse en permettant notamment de maintenir les coûts de la campagne à un niveau raisonnable [5]. Une stratégie combinant instructeurs professionnels et bénévoles semble donc constituer une solution prometteuse que nous nous proposons de tester dans un projet à venir.

Les foires d'éducation à la santé sont souvent organisées par les ONG qui espèrent ainsi atteindre un très large public. Le nombre de personnes ayant effectivement entendu parler de Sodis lors d'une telle foire est cependant très restreint: à peine 20 % des personnes interrogées, le nombre de visiteurs intéressés par une utilisation de la méthode étant donc logiquement très faible [5]. En complément, une nouvelle idée a été testée: provoquer l'autodiffusion par des incitations. Pour la mettre en œuvre, nous avons fait délivrer des bons pour des bouteilles en PET par les instructeurs professionnels. Utilisée seule, cette stratégie n'a cependant poussé que 26 % des personnes interrogées à utiliser Sodis. Une telle démarche serait donc mieux employée pour maintenir l'intérêt des ménages et les encourager à conserver les nouvelles pratiques à la suite d'une diffusion réussie [2].

### **Les « aide-mémoire » sont à long terme plus efficaces que les affiches attestant de l'engagement des ménages volontaires en faveur de Sodis.**

Les deux méthodes utilisées pour générer de nouvelles habitudes comportementales, c'est-à-dire les « aide-mémoire » et l'affichage de messages attestant de l'engagement des ménages volontaires en faveur de Sodis, ont fait augmenter la probabilité d'utilisation de Sodis dans les ménages d'un facteur 2 à 3 [3]. Au Zimbabwe, ces deux stratégies ont d'autre part permis de maintenir le nombre d'utilisateurs de Sodis à un niveau constant, de conforter les habitants dans leurs nouvelles habitudes et d'éviter que le sujet disparaisse peu à peu des consciences [2]. En Bolivie, les « aide-mémoire » placés à l'intérieur des habitations ont permis de maintenir ces résultats même au bout d'une phase sans intervention de sept mois. Toutefois, les affiches et autocollants par lesquels les ménages manifestaient publiquement leur engagement d'utiliser Sodis (engagement affiché en faveur de Sodis) étaient très souvent détruits par les éléments en l'espace de quelques semaines car ils étaient généralement exposés à l'extérieur des maisons. Au vu des calculs livrés par un modèle d'évaluation de la formation des habitudes, nous avons pu montrer que le niveau d'utilisation de Sodis, c'est-à-dire la part

### **Stratégies de diffusion**

**Séances d'information :** organisées par des instructeurs professionnels, elles visent à sensibiliser la population au problème et à lui transmettre les connaissances nécessaires à l'utilisation de Sodis. A cette occasion, une distribution de bouteilles d'eau Sodis doit être prévue à des fins de dégustation.

**Instructeurs professionnels :** ils ont pour mission de contacter un certain nombre de ménages en un temps donné pour les motiver à utiliser Sodis. Ils peuvent au besoin distribuer du matériel de promotion comme des bouteilles ou des dépliants. Les instructeurs ont reçu une formation spéciale et sont rémunérés.

**Bénévoles « porteurs de savoir » :** il s'agit de personnes issues de la zone visée par la campagne, souvent des femmes intéressées qui, après une formation intensive à Sodis, tentent de convaincre leurs voisins et connaissances des bienfaits de la méthode.

**Foires de la santé :** ces événements sont organisés pour essayer de convaincre un maximum de personnes d'adopter des modes de vie plus sains (alimentation, hygiène, eau potable). Elles attirent un public nombreux car elles proposent à la fois musique, repas et animations. Sodis n'en constitue cependant qu'un élément parmi tant d'autres. De plus, la participation à ces foires demande une certaine organisation et des ressources financières non négligeables.

**Stratégies d'autodiffusion avec incitation :** l'idée est d'inciter les personnes de la zone concernée par la campagne à transmettre à des tiers les informations qu'ils détiennent sur Sodis. L'incitation se fait sous la forme de bons qui peuvent être échangés contre des bouteilles en polyéthylène dans un centre de distribution donné. Chaque bouteille distribuée est ensuite accompagnée d'un autre bon à donner à une tierce personne.

« Aide-mémoire » sous forme de poster (photo de gauche) : As-tu déjà mis tes bouteilles au soleil aujourd'hui ? « Aide-mémoire » à placer sur la table (photo de droite) : Il faut mettre ses bouteilles au soleil.







Une instructrice professionnelle en action.

d'eau Sodis dans la consommation journalière d'eau potable, était positivement influencé aussi bien par les « aide-mémoire » que par l'affichage de l'engagement des ménages volontaires.

Une analyse de la totalité des facteurs intervenant dans le processus de changement de comportement a d'autre part livré une information très intéressante: quelle que soit la nature de l'eau consommée par les ménages (préalablement bouillie, non traitée ou désinfectée avec Sodis), les facteurs influençant le niveau d'utilisation étaient sensiblement les mêmes. Ainsi, l'intention de changer de comportement est d'autant plus grande qu'une personne est adepte d'un certain type d'eau, pour des raisons gustatives par exemple, et qu'elle apprécie la méthode utilisée. La facilité ou la difficulté à se procurer des bouteilles en PET joue ainsi un certain rôle pour l'acceptation de Sodis, mais pas d'une manière aussi déterminante qu'on l'avait supposé.

**Recommandations pour les projets futurs.** Au vu des observations faites au cours de ces trois projets, nous conseillons d'accompagner à l'avenir la diffusion de Sodis d'un suivi basé sur un questionnaire standardisé. Les données alors recueillies permettront de développer de nouvelles stratégies ou éventuellement d'adapter les actions en cours. D'une manière générale, il importe en premier lieu d'avancer les arguments forts en faveur de Sodis: la facilité d'utilisation, le faible coût de mise en œuvre, les bénéfices pour la santé, etc. Mais la question du goût ne

Affichage dans la rue de l'engagement des ménages volontaires: Ici, nous buvons de l'eau Sodis et préservons notre santé (photo de gauche). Nous nous engageons à boire de l'eau traitée par le soleil (photo de droite).



### Stratégies de formation des habitudes

**Matériel Aide-mémoire:** pouvant par exemple s'agir de présents de table, d'affiches ou d'autocollants, ces aide-mémoire doivent être placés là où l'eau potable est préparée au quotidien. Dans tous les projets, ces accessoires étaient très appréciés par les ménages les plus modestes pour leur aspect décoratif.

**Affichage de l'engagement des ménages:** ces messages doivent montrer aux autres habitants du quartier que les ménages qui les arborent utilisent Sodis. Ils peuvent être exposés sous la forme d'affichettes ou d'autocollants imperméables placés de manière bien visible sur les maisons participantes.

doit pas être sous-estimée. Il est donc important de prévoir une dégustation de l'eau dans les campagnes promotionnelles.

Les approches les plus prometteuses semblent être celles qui misent sur les rapports de personne à personne et sur l'autodiffusion en utilisant des instruments tels que les incitations et « aide-mémoire » pour encourager la formation de nouvelles habitudes. Lorsque les ressources le permettent, l'affichage volontaire de l'engagement pris par les ménages est également un bon stimulateur de diffusion. Au-delà de ces démarches, des méthodes alternatives peuvent être employées pour accroître la présence de Sodis dans l'espace public: fresques murales, spots radio, etc. Par contre, les foires de la santé ont livré un résultat très décevant pour un coût très élevé et sont donc plutôt à déconseiller.

A long terme, l'objectif doit être de se distancer des stratégies promotionnelles d'intervention principalement externe pour passer à des modèles plus autonomes. Dans cette optique, nous voyons un bon potentiel dans le travail des bénévoles « porteurs de savoir » qui pourraient peu à peu relayer les instructeurs professionnels. Pour maintenir leur engagement, il est important de les encadrer et de les valoriser régulièrement. Dans l'ensemble, un projet d'implantation de Sodis devrait durer au moins un an, au mieux deux, étant donné que le processus de changement de comportement et de formation des habitudes est particulièrement lent et jalonné de rechutes. ○○○

- [1] [www.sodis.ch](http://www.sodis.ch)
- [2] Kraemer S.M., Mosler H.-J. (submitted): Persuasion factors influencing the decision to use sustainable household water treatment. *Environmental Psychology*.
- [3] Tamas A. (2009): Successful promotion of Solar Water Disinfection (Sodis). Unpublished PhD Thesis, University of Zurich, Zurich.
- [4] Mosler H.-J., Tobias R. (2007): Umweltpsychologische Interventionsformen neu gedacht. *Umweltpsychologie 11 (1)*, 35–54.
- [5] Tamas A., Tobias R., Mosler H.-J. (in print): Promotion of Solar Water Disinfection: Comparing the effectiveness of different strategies in a longitudinal field study in Bolivia. *Health Communication*.

# Nitrosamines : une menace pour l'eau potable ?



Martin Krauss, géoécologue, est collaborateur scientifique au sein du département de Chimie de l'environnement de l'Eawag.

Coauteurs : Philipp Longrée et Juliane Hollender

Les nitrosamines sont des substances réputées cancérigènes qui peuvent être absorbées avec la nourriture ou se former par réaction chimique au niveau de l'estomac. Au vu de rapports nord-américains faisant état d'une contamination parfois importante de l'eau potable, nous avons cherché à savoir si ce bien vital pouvait également être menacé en Suisse.

Au milieu des années 1990, des teneurs anormalement élevées en *N*-nitrosodiméthylamine (NDMA) ont été mesurées dans les eaux potables chlorées et chloraminées de certaines régions des USA et du Canada. Les études consécutives ont montré que la principale voie de formation de la NDMA dans l'eau potable était la réaction des composés organiques azotés avec les chloramines [1] (Fig. 1). Les composés organiques azotés proviennent en premier lieu des eaux usées et ne sont pas totalement éliminés par les stations d'épuration. Ils ont tous en commun de posséder un groupement diméthylamine, comme d'ailleurs de nombreux médicaments, pesticides (le diuron par ex.) ou produits chimiques industriels (comme la diméthylamine). A l'inverse, les chloramines peuvent être directement ajoutées à l'eau si sa désinfection se fait par chloramination ou se former pendant l'étape de chloration à partir de l'hypochlorite ajouté et de l'ammonium présent dans l'eau. Si par conséquent, des masses d'eau ayant été de près ou de loin en contact avec des eaux usées sont utilisées, volontairement ou non, pour la production d'eau potable et si l'eau ainsi extraite est ensuite traitée au chlore ou aux chloramines, il est possible qu'elle présente alors des teneurs accrues en nitrosamines.

La NDMA et les autres *N*-nitrosamines peuvent aussi rejoindre directement les eaux usées à partir d'autres sources. Elles se forment ainsi au cours de certains processus technologiques à partir des amines, comme par exemple lors d'opérations de vulcanisation et de cuisson, dans la fabrication des caoutchoucs, peintures et détergents, en tannerie ou lors de l'utilisation de réfrigérants lubrifiants semi-synthétiques. Ces sources de nitrosamines sont particulièrement importantes pour la Suisse étant donné que les eaux y sont peu ou non chlorées et qu'elles ne sont jamais traitées aux chloramines. Les masses d'eau servant à l'alimentation en eau potable sont en général peu influencées par les eaux usées mais des contaminations locales ne peuvent être totalement exclues. C'est pourquoi nous avons cherché à savoir si les eaux

usées suisses étaient chargées en nitrosamines, le cas échéant en quelles concentrations, et si ces substances étaient efficacement éliminées aux cours des traitements d'épuration. Nous avons pour cela mis au point une méthode d'analyse performante qui autorise l'étude de nitrosamines auparavant non mesurables car thermolabiles et non volatiles [2].

**Les nitrosamines dans les eaux usées suisses.** Pour obtenir une vision assez complète de la situation des eaux usées suisses vis-à-vis des nitrosamines, nous avons étudié 20 stations d'épuration. Des échantillons composites de 24 heures ont été prélevés une seule fois à différents points de la chaîne de traitement : après le traitement primaire et le traitement secondaire et, le cas échéant, après la filtration sur sable. D'autre part, des échantillons composites de 24 h et de 72 h ont été prélevés à la station d'épuration des eaux polluées (STEP) de Wüeri à Regensdorf à 16 dates différentes entre 2006 et 2008 pour évaluer la variabilité temporelle des teneurs. Au total, nous avons dosé huit nitrosamines différentes à des teneurs descendant jusqu'au nanogramme par litre.

Des nitrosamines ont été détectées dans les 20 stations de l'étude. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées après le traitement primaire et se situaient entre 1 et 89 ng/l pour la NDMA (Fig. 2) et entre 4 et 31 ng/l pour la *N*-nitrosomorpholine. Les teneurs en NDMA à la station de Regensdorf variaient dans le temps entre des valeurs inférieures au seuil de détection et des maxima proches de 1 µg/l (Fig. 3). Par contre, la nitrosomorpholine affichait des valeurs nettement moins disparates comprises entre 3 et 30 ng/l. Quatre des autres nitrosamines dosées étaient présentes plus sporadiquement à des concentrations pouvant atteindre 25 ng/l d'eau prélevée. Les deux dernières étaient absentes de tous les échantillons.

Le traitement biologique des eaux usées a permis une nette réduction de la charge en nitrosamines dans la plupart des sta-

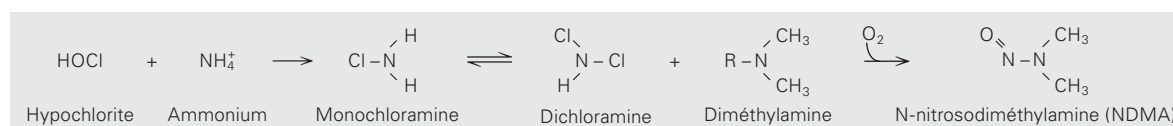


Fig. 1 : Formation de la *N*-nitrosodiméthylamine à partir des diméthylamines et des chloramines.

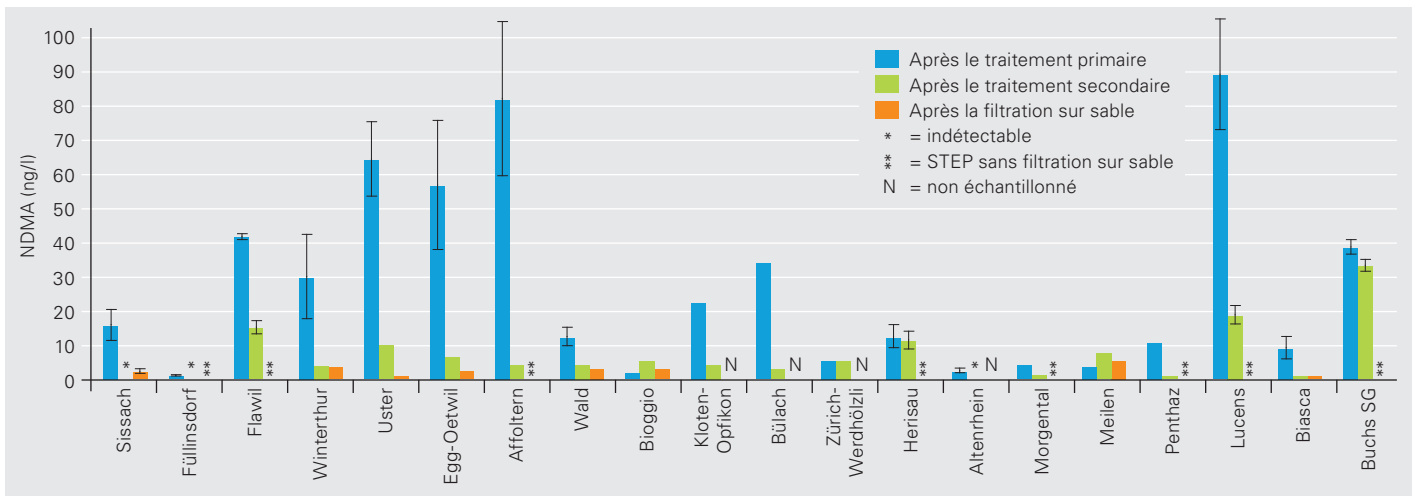


Fig. 2 : Concentrations en *N*-nitrosodiméthylamine dans 20 stations d'épuration suisses à différents stades de traitement.

tions testées, les teneurs en sortie étant généralement inférieures à 20 ng/l. En moyenne, 70 % de la NDMA, 40 % de la *N*-nitrosomorpholine et 70 à 90 % des autres nitrosamines étaient éliminées, ces valeurs présentant cependant de très fortes variations.

Nos résultats montrent que les eaux usées peuvent présenter pour certaines nitrosamines des pointes de concentration assez conséquentes qui s'expliquent probablement par des rejets industriels locaux de sources encore inconnues. Grâce à un rendement d'épuration généralement élevé, les teneurs en nitrosamines dans les rejets des stations suisses sont assez faibles.

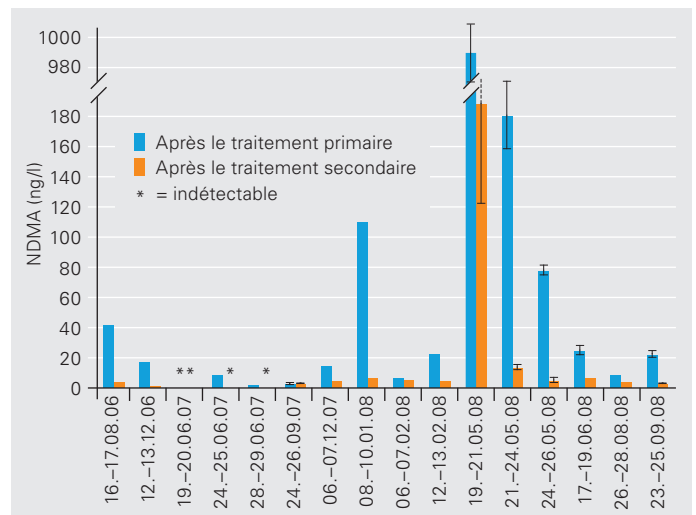
**Les nitrosamines provenant de la nourriture et produites par le métabolisme**

On sait depuis les années 1970 que les aliments peuvent contenir des nitrosamines à des concentrations atteignant parfois plusieurs µg/kg. Elles sont notamment présentes dans les poissons et viandes fumés ou salés aux nitrites, dans les produits à base de malt et dans la bière. Des nitrosamines ont également été détectées dans d'autres produits de consommation comme les objets en caoutchouc (sucettes pour bébés par ex.), certains produits cosmétiques ou la fumée du tabac. Même si de nouvelles techniques de production ont permis de réduire considérablement les teneurs en nitrosamines, on estime aujourd'hui qu'un adulte en absorbe quotidiennement de 80 à 300 ng à travers son alimentation [4].

En sus, la production endogène de nitrosamines vient alourdir cette charge : dans l'estomac, les nitrates sont convertis en nitrites qui réagissent dans ce milieu acide avec les amines des aliments pour produire des nitrosamines. Les données fournies par la littérature sur les quantités produites de cette façon divergent fortement : de 100 ng à 20 µg par jour. La production endogène serait donc la source principale de nitrosamines dans notre organisme, mais sa contribution à la charge totale dépend fortement des habitudes alimentaires [4].

**Les nitrosamines et la réutilisation des eaux usées.** Contrairement à la Suisse, de nombreuses régions du monde souffrent d'une surexploitation des ressources en eau potable, ce qui les contraint à réutiliser les eaux usées en quantités croissantes pour la consommation humaine ou les usages industriels. Dans le cadre du projet européen « RECLAIM Water » [3], nous avons suivi le devenir des nitrosamines dans la station de Wulpen/Torrelee sur la côte belge de la Mer du Nord. Sur ce site, les eaux usées communales sont épurées dans une filière de traitement classique à deux niveaux complétée d'une ultrafiltration et d'un traitement par osmose inverse pour éliminer la majeure partie des germes pathogènes, des macropolluants et des micropolluants. Les effluents ainsi épurés sont acheminés dans des étangs d'infiltration aménagés dans les dunes qui assurent à la fois une recharge artificielle de la nappe phréatique et une protection de l'aquifère contre les intrusions d'eau saline. Après un séjour

Fig. 3 : Fluctuations des teneurs en *N*-nitrosodiméthylamine à la station d'épuration de Regensdorf.





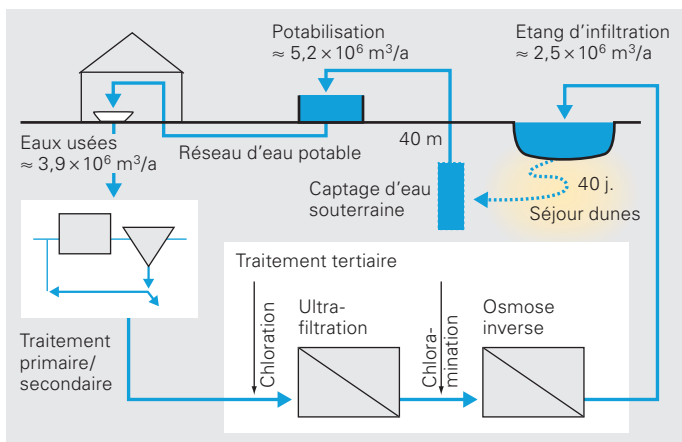


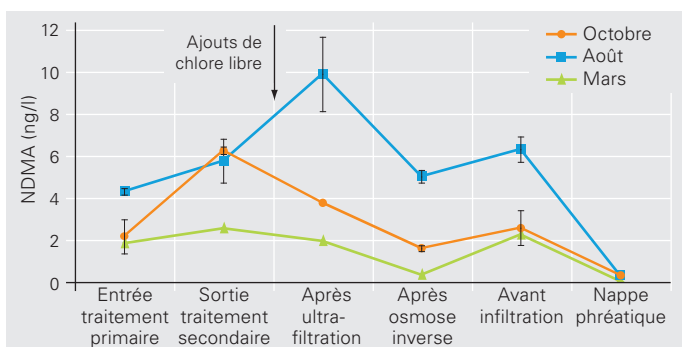
Fig. 4: Schéma du cycle de traitement des eaux usées, de recharge artificielle de la nappe et de préparation d'eau potable effectué sur le site de Wulpen/Torrelee en Belgique.

d'environ 40 jours, l'eau souterraine est à nouveau pompée pour être potabilisée (Fig. 4).

Les teneurs en NDMA et en *N*-nitrosomorpholine mesurées avant et après les deux étapes classiques de traitement étaient inférieures à 10 ng/l. Suite à la chloration ou à la chloramination mise en œuvre pour éviter le développement de microorganismes sur les membranes d'ultrafiltration et d'osmose inverse, une production de NDMA a été constatée lorsque les réactifs étaient employés à forte dose, ce qui est généralement le cas en conditions estivales (Fig. 5). Contrairement à la plupart des ions inorganiques et des micropolluants organiques, la NDMA n'est éliminée qu'à 50 % par l'osmose inverse car ses petites molécules non chargées et extrêmement polaires peuvent traverser ce type de membranes. Cette nitrosamine est toutefois bien dégradée dans l'aquifère et n'est finalement détectable ni dans l'eau brute ni dans l'eau potable ensuite obtenue. Par contre, la *N*-nitrosomorpholine, déjà présente en concentrations plus faibles, passe en dessous du seuil de détection dès l'osmose inverse.

Nos travaux montrent d'autre part que l'osmose inverse retient les précurseurs des nitrosamines à plus de 98 %. Il est donc

Fig. 5: Evolution à trois moments de l'année des concentrations de *N*-nitrosodiméthylamine au cours du cycle effectué par l'eau sur le site de Wulpen/Torrelee. Ajouts de chlore libre : mars et octobre 1,5 mg/l, août 2,75 mg/l.



### Valeurs seuils pour les nitrosamines

Les nitrosamines sont des substances cancérigènes, ou plus exactement procarcinogènes ou carcinogènes secondaires car elles doivent tout d'abord être activées dans l'organisme pour devenir nuisantes. Pour ce genre de substances, il n'est pas possible de fixer des seuils concrets à partir des relations dose-effet classiques. Les valeurs limites sont alors déduites d'un certain risque additionnel de cancer, lui-même extrapolé à partir d'essais réalisés sur animaux. Pour la *N*-nitrosodiméthylamine (NDMA), le ministère de la santé des USA a ainsi défini un risque additionnel de cancer de 1 sur 1 million suite à la consommation la vie durant d'une eau potable en contenant 0,7 ng/l ; pour les autres nitrosamines, ces valeurs se situent entre 0,2 et 16 ng/l.

En Suisse, aucune législation n'a encore été définie pour les nitrosamines dans l'eau potable. Aux Pays-Bas, en Allemagne et dans certains états des USA des seuils (provisoires) de 10 ng/l de NDMA ont été proposés ou fixés.

peu vraisemblable qu'une formation de nitrosamines se produise lors d'une éventuelle chloration de l'eau potable.

**Eviter les nitrosamines autant que faire se peut !** Nos résultats montrent que dans notre pays, la probabilité de contamination des ressources d'eau potable par les nitrosamines est assez faible, contrairement aux USA et au Canada. Les quantités que nous absorbons par la nourriture ou que nous produisons nous-mêmes par notre métabolisme sont nettement plus importantes (cf. encadré p. 26). Comparées à cette charge totale qui peut être de l'ordre du microgramme chez un adulte, les seuils de l'ordre de 10 ng/l en discussion actuellement semblent bien dérisoires (cf. encadré p. 27). Il faut cependant garder à l'esprit que pour les substances cancérigènes, chaque contamination compte. Il importe donc d'éviter toute absorption supplémentaire par l'eau potable, en particulier pour les nourrissons et les enfants, chez qui la part de nitrosamine apportée par la nourriture est certainement beaucoup plus faible que chez les individus plus âgés. ○ ○ ○

Nous remercions particulièrement Johan Cauwenberghs (Aquafin) et Emmanuel van Houtte (IWWA) pour les prélèvements à Wulpen/Torrelee. Ces recherches ont bénéficié du soutien financier de l'Office fédéral de l'environnement et de la Commission européenne.

- [1] Schreiber I.M., Mitch W.A. (2006) : Nitrosamine formation pathway revisited: the importance of chloramine speciation and dissolved oxygen. *Environmental Science & Technology* 40, 6007-6014.
- [2] Krauss M., Hollender J. (2008) : Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/Orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80, 834-842.
- [3] [www.reclaim-water.org](http://www.reclaim-water.org)
- [4] Fristachi A., Rice G. (2007) : Estimation of the total daily oral intake of NDMA attributable to drinking water. *Journal of Water and Health* 5, 341-355.

# Nonylphénols : bio-dégradation et effet œstrogénique



Frédéric Gabriel, chimiste et chercheur au sein du groupe de Biochimie de l'environnement, et Hans-Peter Kohler, biochimiste et chef du groupe de Biochimie de l'environnement du Département de Microbiologie de l'environnement.

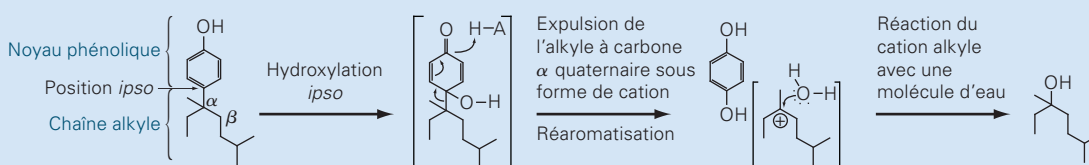
Certains perturbateurs endocriniens, les nonylphénols, apparaissent toujours sous la forme d'un mélange de plusieurs isomères. De nouvelles études montrent maintenant que les bactéries ne les dégradent pas tous avec le même succès et que le risque œstrogénique du mélange peut même s'en trouver renforcé.

Les nonylphénols sont des substances très toxiques susceptibles d'interférer dans le système hormonal des organismes. L'Eawag s'est intéressé dès les années 1980 au comportement de ces composés dans les stations d'épuration et dans le milieu aquatique. Le « nonylphénol technique » produit à grande échelle à partir du phénol et de trimères de propylène est principalement utilisé pour la synthèse des nonylphénols polyéthoxylés, une importante famille de tensioactifs non ioniques. Le cas des nonylphénols illustre bien la façon dont des substances anthropogéniques relativement inoffensives peuvent se transformer dans l'environnement en composés toxiques. En effet, les nonylphénols polyéthoxylés, qui sont pratiquement sans danger, sont acheminés avec les eaux domestiques dans les stations d'épuration où des microorganismes décomposent progressivement la chaîne éthoxyle et libèrent finalement le nonylphénol initialement utilisé pour la synthèse des tensioactifs. L'utilisation des nonylphénols et de leurs éthoxylates est fortement réglementée depuis quelques années en Suisse et dans l'Union européenne. Aux USA et dans la plupart des autres pays, aucune limitation n'a encore été ordonnée.

Du fait de son procédé de fabrication, le nonylphénol technique est un mélange complexe de plus d'une centaine d'isomères qui se distinguent par le type de ramification et la position de leur chaîne alkyle (Fig. 1). Environ 85 % des isomères du mélange sont des 4-nonylphénols, c'est-à-dire que leur chaîne alkyle se situe en position 4, exactement à l'opposé du groupement OH du phénol. Bien qu'il existe déjà une multitude de publications scientifiques sur la contamination des différents compartiments environnementaux par les nonylphénols, l'évolution de la composition isomérique du mélange au cours de sa biodégradation a été très peu étudiée. Pour tenter de combler cette lacune, nous avons réalisé des essais avec une bactérie capable de décomposer les nonylphénols, *Sphingobium xenophagum* Bayram (cf. encadré ci-dessous) [1–4]. Etant donné que le potentiel œstrogénique des différents isomères semble dépendre de la ramification des groupements alkyle (cf. encadré, page 30), nous nous sommes associés à l'équipe du professeur Sumpter en Angleterre pour soumettre un certain nombre d'isomères de nonylphénol à des tests d'œstrogénicité [1].

## Dégradation microbienne des nonylphénols

Ces dernières années, différentes bactéries du groupe des Sphingomonades capables de dégrader le nonylphénol et de l'utiliser comme source de carbone et d'énergie ont pu être isolées dans les boues activées des stations d'épuration. Curieusement, toutes les souches isolées sur les différents continents utilisent le même mécanisme de dégradation : toute la chaîne alkyle est coupée du noyau phénolique et apparaît dans le milieu de culture sous forme de dérivé alcoolique. Pour la dégradation du nonylphénol par *Sphingobium xenophagum* Bayram, une bactérie isolée à l'Eawag dans les boues activées de la station de Kloten-Opfikon [2], nous avons avancé l'hypothèse d'un mécanisme de substitution *ipso* [3, 4]. Les souches isolées en Belgique, au Japon et aux USA semblent utiliser le même mécanisme (cf. références citées dans [1])



Dégradation par *Sphingobium xenophagum* Bayram des nonylphénols à carbone quaternaire en  $\alpha$  via substitution *ipso*. Les produits intermédiaires entre crochets sont instables.

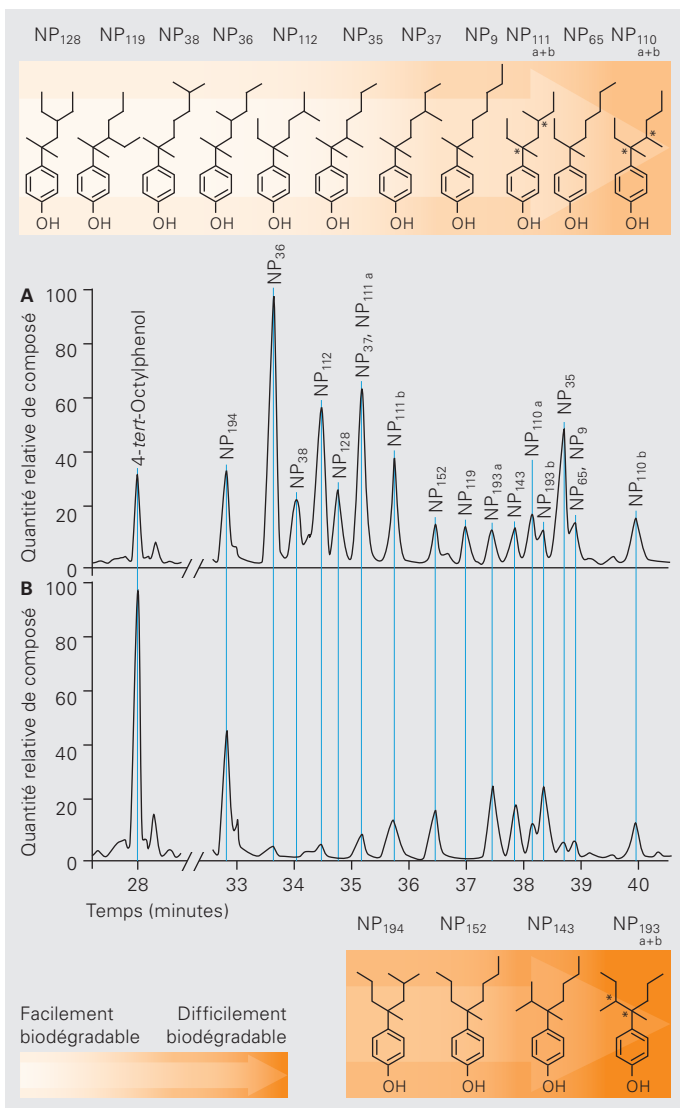


Fig. 1 : « Vieillesse » du nonylphénol technique sous l'effet de la dégradation par *Sphingobium xenophagum* Bayram. Les traces de chromatographie en phase gazeuse – spectrométrie de masse (TIC = « total ion current ») correspondent au mélange de nonylphénol avant dégradation (A) et après 9 jours d'incubation (B). Les quantités de composé doivent être rapportées au standard interne (4-*tert*-octylphénol).

### Dégradation microbienne des mélanges de nonylphénols.

Pour nos essais de biodégradation, nous avons cultivé *S. xenophagum* Bayram avec du nonylphénol technique pour seule source de carbone et d'énergie. En l'espace de 9 jours, les bactéries avaient transformé environ 86 % du 4-nonylphénol. Le degré de dégradation était cependant plus ou moins fort selon la structure de la chaîne alkyle. De manière générale, les isomères portant des groupements encombrants en position  $\alpha$  de la chaîne alkyle étaient plus difficilement dégradables et s'accumulaient donc dans la solution (comparaison des Fig. 1A et 1B). Il est concevable que l'encombrement stérique dû à cette structure gêne l'hydroxylation en position *ipso* (cf. encadré « Dégradation microbienne des no-

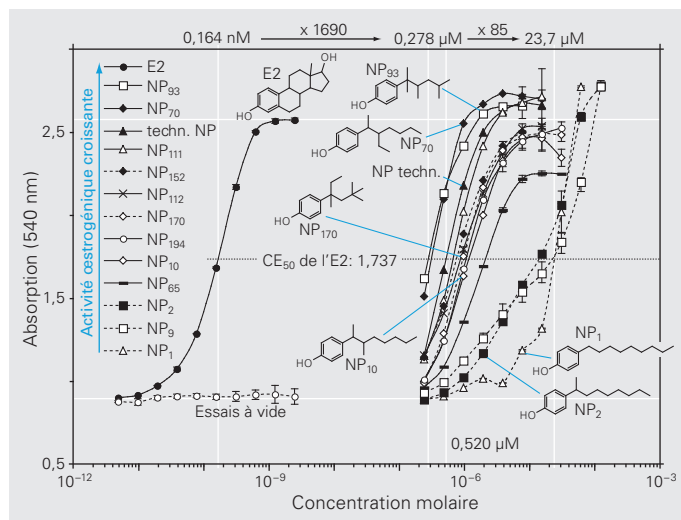


Fig. 2 : Activité œstrogénique de différents isomères de nonylphénol et de l'hormone sexuelle féminine 17- $\beta$ -œstrogène (E2) en fonction de la concentration (moyennes et écarts-types de deux mesures obtenues par le test YES (Yeast Estrogen Test)). Se reporter à la figure 1 pour les structures moléculaires non représentées ici.

nylphénols»). D'autre part, des essais réalisés avec des solutions d'isomères définis ont montré que les chaînes alkyle trop longues étaient également défavorables à ce mécanisme de dégradation.

Un enrichissement en isomères de nonylphénol à groupes encombrants en position  $\alpha$  avait également été constaté dans des échantillons d'eau prélevés dans divers tributaires de la baie de Tokyo ainsi que dans des centres de compostage (cf. références citées dans [1]). Il est possible que le mécanisme de dégradation par substitution *ipso* que nous avons postulé soit à l'origine de cette répartition caractéristique des isomères. Nous supposons d'autre part que la composition isomérique dépend du degré de « vieillesse » du mélange de nonylphénols ainsi que du type d'altération en jeu (biodégradation ou photodégradation par ex.). Là où le processus d'altération n'est pas significativement influencé par la nature des isomères ou lorsqu'aucune dégradation ne se produit parce que les nonylphénols sont, par exemple, adsorbés sur des matières en suspension, la composition du mélange nonylphénolique restera très proche de celle du mélange technique d'origine. Ceci pourrait expliquer pourquoi certains sédiments ne présentent aucune modification de répartition des isomères de nonylphénol.

### Œstrogénicité des isomères de nonylphénol.

Jusqu'à présent, trois études ont démontré que le potentiel œstrogénique des isomères de nonylphénol dépendait de la structure de la chaîne alkyle. Les règles auxquelles cette relation obéit ne sont cependant pas encore totalement élucidées. Les résultats obtenus jusqu'ici suggèrent toutefois que les mélanges de nonylphénols de composition isomérique différente se distinguent aussi par leur action œstrogénique. Les conséquences pour l'évaluation du risque lié aux produits chimiques pourraient être importantes étant donné que la répartition des isomères de nonylphénol dans



### Activité œstrogénique des nonylphénols

En raison de leur parenté structurelle avec l'hormone sexuelle féminine 17- $\beta$ -estradiol, les nonylphénols peuvent avoir une action perturbatrice hormonale de type œstrogénique sur de nombreux vertébrés. Dans les années 1990, des nonylphénols ont été mis en relation avec le phénomène de féminisation des poissons observé dans les rivières très polluées de Grande-Bretagne : certains poissons mâles vivant en aval des points de rejet des stations d'épuration présentaient des testicules anormalement petits et produisaient de la vitellogénine, une protéine vitelline normalement synthétisée par les femelles.

certaines systèmes biologiques peut fortement différer de celle du mélange technique.

La figure 2 présente, en fonction de la concentration, l'activité œstrogénique de 12 isomères de nonylphénol évaluée par des tests YES (« Yeast Estrogen Assay »). Dans l'ensemble, l'activité maximale des isomères testés atteignait celle de l'hormone sexuelle féminine 17- $\beta$ -estradiol mais à des concentrations 1700 à 140 000 fois supérieures. La CE<sub>20</sub> du nonylphénol technique, c'est-à-dire la concentration pour laquelle 20 % de la réponse maximale du 17- $\beta$ -estradiol était atteinte en test YES, est d'environ 61  $\mu\text{g/l}$ , ce qui est du même ordre de grandeur que les concentrations de nonylphénol dissout réellement mesurées dans les années 1990 dans certaines rivières fortement polluées de Grande-Bretagne (24–53  $\mu\text{g/l}$ ). D'après une étude pionnière, une forte ramification de la chaîne alkyle au niveau du carbone  $\alpha$  serait un indice important de forte activité œstrogénique chez les isomères de nonylphénol. Or dans nos essais, les deux isomères portant un substituant en position  $\beta$  et une chaîne principale à respectivement 5 et 6 atomes de carbone, NP<sub>93</sub> et NP<sub>70</sub>, étaient particulièrement actifs. Les isomères présentant une chaîne alkyle de longueur similaire (4 à 6 atomes de carbone) mais sans substituant en  $\beta$  (comme par ex. NP<sub>65</sub>) et ceux qui portent un tel groupe mais ont une chaîne alkyle plus longue (NP<sub>10</sub>) ont un potentiel moindre, même s'ils disposent d'un carbone  $\alpha$  quaternaire (atome de carbone  $\alpha$  lié à quatre atomes de carbone). Nous en venons donc, tout comme une autre équipe japonaise, à la conclusion que la substitution en  $\beta$  et non en  $\alpha$  est, avec la bonne longueur de chaîne principale, décisive pour le potentiel de perturbation endocrinienne des isomères de nonylphénol [1]. Si ces deux caractéristiques structurelles manquent, les isomères présentent une activité œstrogénique plutôt mineure. De par leur structure, les deux isomères NP<sub>193a</sub> et NP<sub>193b</sub> difficilement biodégradables, mais que nous n'avons pas encore testés, devraient donc présenter un fort potentiel œstrogénique.

Pour développer leur action œstrogénique, les substances actives doivent interagir avec une cavité de structure correspondante au niveau du récepteur protéique (comme une clé entrant dans une serrure). Les sites de fixation de ce récepteur sont en particulier bien adaptés à la structure du 17- $\beta$ -estradiol. Dans le

complexe hormone-récepteur, de grandes cavités restent cependant vacantes à proximité immédiate de deux positions du ligand. C'est également le cas lorsque des nonylphénols viennent se fixer sur le récepteur. Ces cavités peuvent accueillir d'autres groupes d'un ligand donné (par exemple des substituants de forme adéquate portés en  $\beta$  par certains nonylphénols), ce qui renforce la stabilité du complexe récepteur-ligand et accroît donc l'effet œstrogénique.

**Influence de la dégradation microbienne sur l'activité œstrogénique.** Sur les 18 principaux isomères de la solution technique de nonylphénol, seuls 11 ont été jusqu'à présent synthétisés et testés quant à leur potentiel de perturbation endocrinienne. Curieusement, tous les isomères testés étaient moins actifs que le mélange technique. Si aucun effet de synergie n'entre en jeu (c'est-à-dire si la somme des effets est égale à l'effet du tout), cette observation signifie soit que certains composants principaux non encore étudiés présentent un potentiel perturbateur au moins légèrement plus élevé que le mélange, soit que certains composants secondaires sont extrêmement actifs. Par exemple, il serait intéressant de vérifier si des isomères très puissants, comme le NP<sub>167</sub> qui semble présenter une activité 153 fois supérieure à celle du mélange technique, ne seraient pas présents en tant que composants secondaires dans ledit mélange. Il leur suffirait en effet d'être présent en très faibles quantités pour influencer significativement le potentiel œstrogénique du nonylphénol technique.

D'une manière ou d'une autre, la dégradation spécifique de certains isomères influence certainement l'activité endocrinienne des mélanges de nonylphénol. S'il s'avère que les isomères difficilement biodégradables comme le NP<sub>193a</sub> et le NP<sub>193b</sub> présentent effectivement une forte activité endocrinienne, il est alors tout à fait possible qu'une biodégradation par substitution *ipso* fasse augmenter le potentiel œstrogénique des mélanges de nonylphénol [1]. Un monitoring efficace – tel que l'UE l'exige pour les nonylphénols – n'est donc possible que si les isomères peuvent être mesurés individuellement. ○ ○ ○

- [1] Gabriel F.L.P., Routledge E.J., Heidelberger A., Rentsch D., Guenther K., Giger W., Sumpter J.P., Kohler H.-P.E. (2008): Isomer-specific degradation and endocrine disrupting activity of nonylphenols. *Environmental Science & Technology* 42, 6399–6408.
- [2] Gabriel F.L.P., Giger W., Guenther K., Kohler H.-P.E. (2005): Differential degradation of Nonylphenol isomers by *Sphingomonas xenophaga* Bayram. *Applied Environmental Microbiology* 71, 1123–1129.
- [3] Gabriel F.L.P., Heidelberger A., Rentsch D., Giger W., Guenther K., Kohler H.-P.E. (2005): A novel metabolic pathway for degradation of 4-nonylphenol environmental contaminants by *Sphingomonas xenophaga* Bayram. *ipso*-Hydroxylation and intramolecular rearrangement. *Journal of Biological Chemistry* 280, 15526–15533.
- [4] Gabriel F.L.P., Cyris M., Jonkers N., Giger W., Guenther K., Kohler H.-P.E. (2007): Elucidation of the *ipso*-substitution mechanism for side chain cleavage of  $\alpha$ -quaternary 4-nonylphenols and 4-*t*-butoxyphenol in *Sphingobium xenophaga* Bayram. *Applied Environmental Microbiology* 73, 3320–3326.

# Publications

**Vous trouverez sur le site [http://library.eawag-empa.ch/eawag\\_publications.html](http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html) une base de données contenant toutes les publications de l'Eawag (y-compris les résumés des différents articles). Les publications d'accès libre («open access»-publications) peuvent être téléchargées gratuitement. La base de données permet une recherche par auteur, par titre ou par mots-clés. Assistance en cas de difficulté: [library@eawag-empa.ch](mailto:library@eawag-empa.ch)**

**Abreu J.A., Beer J., Steinhilber F., Tobias S., Weiss N.** (2008): For how long will the current grand maximum of solar activity persist? *Geophysical Research Letters* 35, Article number L20109.

**Acuña V., Wolf A., Uehlinger U., Tockner K.** (2008): Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. *Freshwater Biology* 53 (10), 2076–2088.

**Al-Halbouni D., Dott W., Hollender J.** (2009): Occurrence and composition of extracellular lipids and polysaccharides in a full-scale membrane bioreactor. *Water Research* 43 (1), 97–106.

**Anselmetti F.S., Ariztegui D., De Batist M., Gebhardt A.C., Habertzettl T., Niessen F., Ohlendorf C., Zolitschka B.** (2008): Environmental history of southern Patagonia unravelled by the seismic stratigraphy of Laguna Potrok Aike. *Sedimentology*, online first (20 pp).

**Anselmetti F.S., Ariztegui D., Haug G.H., Kipfer R., Sturm M.** (2008): Kontinentale Tiefenbohrungen mit internationaler Zusammenarbeit. CH-ICDP Workshop, 26–28.

**Ariztegui D., Anselmetti F.S., Gilli A., Waldmann N.** (2008): Late Pleistocene Environmental Change in Eastern Patagonia and Tierra del Fuego – A Limnogeological Approach. *Developments in Quaternary Science* 11, 241–253.

**Arrigoni A., Findlay S., Fischer D., Tockner K.** (2008): Predicting carbon and nutrient transformations in tidal freshwater wetlands of the Hudson River. *Ecosystems* 11 (5), 790–802.

**Ashauer R., Brown C.D.** (2008): Toxicodynamic assumptions in ecotoxicological hazard models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (8), 1817–1821.

**Becker H., Sturm A., Bron J.E., Schirmer K., Bury N.R.** (2008): The A/B domain of the teleost glucocorticoid receptors influences partial nuclear localization in the absence of hormone. *Endocrinology* 149 (9), 4567–4576.

**Beer J., Geel B.** (2008): Holocene climate change and the evidence for solar and other forcings. In: Battarbee, R.W., Binney, H. (Eds.) *Natural climate variability and global warming*, Wiley-Blackwell, 138–162.

**Benesh D.P., Valtonen E.T., Seppälä O.** (2008): Multidimensionality and intra-individual variation in host manipulation by an acanthocephalan. *Parasitology* 135 (5), 617–626.

**Benner J., Salhi E., Ternes T., von Gunten U.** (2008): Ozonation of reverse osmosis concentrate: Kinetics and efficiency of beta blocker oxidation. *Water Research* 42 (12), 3003–3012.

**Beres M., Gilli A., Ariztegui D., Anselmetti F.S.** (2008): The Lago Cardiel Basin, Argentina (49°S): Origin and evolution revealed by high-resolution multichannel seismic reflection studies. *Journal of South American Earth Sciences* 25 (1), 74–85.

**Brand A., Dinkel C., Wehrli B.** (2009): Influence of the diffusive boundary layer on solute dynamics in the sediments of a seiche-driven lake: A model study. *Journal of Geophysical Research* 114, Article number G01010 (12 pp).

**Brand A., McGinnis D.F., Wehrli B., Wüest A.** (2008): Intermittent oxygen flux from the interior into the bottom boundary of lakes as observed by eddy correlation. *Limnology and Oceanography* 53 (5), 1997–2006.

**Braun D., Gujer W.** (2008): Reactive tracers reveal hydraulic and control instabilities in full-scale activated sludge plant. *Water Science and Technology* 57 (7), 1001–1007.

**Buchsbaum T., Mosler H. J.** (2008): Knowledge and attitude dynamics in a two-persons discussion based on a persuasion model from social psychology. ESSA 2008 - The Fifth Conference of the European Social Simulation Association, Brescia, Italy, September 1–5, 2008, 14 pp.

**Bundschuh M., Hahn T., Gessner M.O., Schulz R.** (2009): Antibiotics as a chemical stressor affecting an aquatic decomposer-detrivore system. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (1), 197–203.

**Dayer R., Fischer B.B., Eggen R.I.L., Lemaire S.D.** (2008): The Peroxiredoxin and Glutathione Peroxidase Families in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Genetics* 179 (1), 41–57.

**Delcourt M., Räsänen K., Hendry A.P.** (2008): Genetic and plastic components of divergent male intersexual behavior in Misty lake/stream stickleback. *Behavioral Ecology* 19 (6), 1217–1224.

**Dijkstra P.D., Hemelrijk C., Seehausen O., Groothuis T.G.G.** (2009): Color polymorphism and intrasexual competition in assemblages of cichlid fish. *Behavioral Ecology* 20 (1), 138–144.

**Dogaru D., Zobrist J., Balteanu D., Popescu C., Sima M., Amini M., Yang H.** (2009): Community perception of water quality in a mining-affected area: A case study for the Certej Catchment in the Apuseni Mountains in Romania. *Environmental Management*, online first (15 pp).

**Eichler A., Olivier S., Henderson K., Laube A., Beer J., Papina T., Gäggeler H.W., Schwikowski M.** (2009): Temperature response in the Altai region lags solar forcing. *Geophysical Research Letters* 36, L01808 (5 pp).

**Felis E., Alder A.C., Surmacz Gorska J., Miksch K.** (2008): Advanced oxidation of the

polycyclic musk fragrances with using UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes. *Archives of Environmental Protection* 34 (1–2), 13–23.

**Gabriel F.L.P., Routledge E.J., Heidberger A., Rentsch D., Guenther K., Giger W., Sumpter J.P., Kohler H.P.E.** (2008): Isomer-specific degradation and endocrine disrupting activity of nonylphenols. *Environmental Science & Technology* 42 (17), 6399–6408.

**Graf J., Meierhofer R., Wegelin M., Mosler H.J.** (2008): Water disinfection and hygiene behaviour in an urban slum in Kenya: impact on childhood diarrhoea and influence of beliefs. *International Journal of Environmental Health Research* 18 (5), 335–355.

**Hasu T., Jokela J., Valtonen E.T.** (2008): Effects of growth factors and water source on laboratory cultures of a northern *Asellus aquaticus* (Isopoda) population. *Aquatic Ecology* 42 (1), 141–150.

**Heikkilä U., Beer J., Feichter J.** (2009): Meridional transport and deposition of atmospheric 10<sup>Be</sup>. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8 (4), 515–525.

**Helle S., Lummaa V., Jokela J.** (2008): Marrying women 15 years younger maximized men's evolutionary fitness in historical Sami. *Biology Letters* 4 (1), 75–77.

**Hilbe M., Anselmetti F.S., Eilertsen R.S., Hansen L.** (2008): Spuren von Massenbewegungen auf dem Grund des Vierwaldstättersees bei Weggis: Die Ereignisse von 1601 und 1795. *Bulletin für Angewandte Geologie* 13 (1), 83–85.

**Hodell D.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Curtis J.H., Gilli A., Grzesik D.A., Guilderson T.J., Müller A.D., Bush M.B., Correa-Metrio A., Escobar J., Kutterolf S.** (2008): An 85-ka record of climate change in lowland Central America. *Quaternary Science Reviews* 27 (11–12), 1152–1165.

**Hondzo M., Wüest A.** (2009): Do microscopic organisms feel turbulent flows? *Environmental Science and Technology* 43 (3), 764–768.

**Ibelings B.W., Havens K., Codd G.A., Dyle J., Landsberg J., Coveney M., Fournier J.W., Litaker W.** (2008): Ecosystem effects workgroup report. In: Hudnell, H.K. (Ed.) *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, Springer, New York, 655–674.

**Ibelings B.W., Havens K.E.** (2008): Cyanobacterial toxins: a qualitative meta-analysis of concentrations, dosage and effects in freshwater, estuarine and marine biota. In: Hudnell, H.K. (Ed.) *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, Springer, New York, 675–732.

- Indermaur L., Schmidt B.R., Tockner K.** (2008): Effect of transmitter mass and tracking duration on body mass change of two anuran species. *Amphibia Reptilia* 29 (2), 263–269.
- Jonkers N., Kohler H.-E., Dammshäuser A., Giger W.** (2009): Mass flows of endocrine disruptors in the Glatt River during varying weather conditions. *Environmental Pollution* 157 (3), 714–723.
- Karvonen A., Seppälä O.** (2008): Effect of eye fluke infection on the growth of whitefish (*Coregonus lavaretus*) – An experimental approach. *Aquaculture* 279 (1–4), 6–10.
- Karvonen A., Seppälä O.** (2008): Eye fluke infection and lens size reduction in fish: A quantitative analysis. *Diseases of Aquatic Organisms* 80 (1), 21–26.
- Keller B., Wolinska J., Manca M., Spaak P.** (2008): Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1505), 2943–2952.
- Kohler M., Zennegg M., Bogdal C., Gerecke A.C., Schmid P., Heeb N.V., Sturm M., Vonmont H., Kohler H.P.E., Giger W.** (2008): Temporal trends, congener patterns, and sources of octa-, nona-, and decabromodiphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss lake sediments. *Environmental Science & Technology* 42 (17), 6378–6384.
- Kovalova L., McArdell C.S., Hollender J.** (2009): Challenge of high polarity and low concentrations in analysis of cytostatics and metabolites in wastewater by hydrophilic interaction chromatography/tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1216, 1100–1108.
- Kracht O., Gresch M., Gujer W.** (2008): Innovative tracer methods for sewer infiltration monitoring. *Urban Water Journal* 5 (3), 173–185.
- Kreuzer A.M., von Rohden C., Friedrich R., Chen Z., Shi J., Hajdas I., Kipfer R., Aeschbach-Hertig W.** (2009): A record of temperature and monsoon intensity over the past 40 kyr from groundwater in the North China Plain. *Chemical Geology*, In Press, Corrected Proof (13 pp).
- Langhans S.D., Tiegs S.D., Gessner M.O., Tockner K.** (2008): Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences* 70 (3), 337–346.
- Lee Y., Escher B.I., Von Gunten U.** (2008): Efficient removal of estrogenic activity during oxidative treatment of waters containing steroid estrogens. *Environmental Science and Technology* 42 (17), 6333–6339.
- Lee Y., von Gunten U.** (2009): Transformation of 17 $\alpha$ -ethinylestradiol during water chlorination: Effects of bromide on kinetics, products, and transformation pathways. *Environmental Science and Technology* 43 (2), 480–487.
- Liu J.** (2009): A GIS-based tool for modelling large-scale crop-water relations. *Environmental Modelling and Software* 24 (3), 411–422.
- Liu J., Savenije H.H.G.** (2008): Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrology and Earth System Sciences* 12 (3), 887–898.
- Liu J., Savenije H.H.G.** (2008): Time to break the silence around virtual-water imports. *Nature* 453, 587–587.
- Liu J., Williams J.R., Wang X., Yang H.** (2009): Using MODAWEC to generate daily weather data for the EPIC model. *Environmental Modelling and Software*, Article in press (10 pp.).
- Liu J., Yang H., Savenije H.H.G.** (2008): China's move to higher-meat diet hits water security. *Nature* 454, 397–397.
- Livingstone D.M.** (2008): A change of climate provokes a change of paradigm: Taking leave of two tacit assumptions about physical lake forcing. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5), 404–414.
- Luo J., Cirkpa O.A.** (2008): Traveltime-based descriptions of transport and mixing in heterogeneous domains. *Water Resources Research* 44, Article number W09407 (16 pp.).
- Maan M.E., Eshuis B., Haesler M.P., Schneider M.V., van Alphen J.J.M., Seehausen O.** (2008): Color polymorphism and predation in a Lake Victoria cichlid fish. *Copeia* 3, 621–629.
- Magalhaes I.S., Mwaiko S., Schneider M.V., Seehausen O.** (2009): Divergent selection and phenotypic plasticity during incipient speciation in Lake Victoria cichlid fish. *Journal of Evolutionary Biology* 22 (2), 260–274.
- Malmqvist B., Rundle S.D., Covich A.P., Hildrew A.G., Robinson C.T., Townsend C.R.** (2008): Prospects for streams and rivers: an ecological perspective. In: Polunin, N.V.C. (Ed.) *Aquatic ecosystems*, Cambridge University Press, 19–29.
- Maurer M.** (2009): *Wasserversorgung 2025. Aspekte der Versorgungssicherheit*. GWA Gas, Wasser, Abwasser 7.
- Metcalfe C.D., Alder A.C., Halling-Sørensen B., Krogh K., Fenner K., Larsbo M., Straub J.O., Ternes T.A., Topp E., Lapen D.R., Boxall A.B.A.** (2008): Exposure assessment methods for veterinary and human use medicines in the environment: PEC vs MEC comparisons. In: Kümmerer, K. (Ed.) *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*, Springer, Berlin, 147–171.
- Mosler H. J.** (2008): Overuse of natural resources: finding solutions with agent-based simulation. *Proceedings 22<sup>nd</sup> European Conference on Modelling and Simulation, ECMS 2008*. Nicosia, Cyprus, June 3–6, 2008, 84–89.
- Mosler H. J., Brucks W.** (2008): Resource-Use simulations using agents with psychology-relevant internal models. *ESSA 2008 – The Fifth Conference of the European Social Simulation Association*, Brescia, Italy, September 1–5, 2008, 12 pp.
- Mouton A.M., Schneider M., Peter A., Holzer G., Müller R., Goethals P.L.M., De Pauwa N.** (2008): Optimisation of a fuzzy physical habitat model for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the Aare river (Thun, Switzerland). *Ecological Modelling* 215 (1–3), 122–132.
- Müller A.D., Islebe G.A., Hillesheim M.B., Grzesik D.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Curtis J.H., Hodell D.A., Venz K.A.** (2009): Climate drying and associated forest decline in the lowlands of northern Guatemala during the late Holocene. *Quaternary Research* 71 (2), 133–141.
- Müller B., Berg M., Pfluger A.** (2008): Dolphin expedition studies Yangtze pollution load. *World Water and Environmental Engineering* 31 (3), 45–47.
- Navarro E., Piccapietra F., Wagner B., Marconi F., Kaegi R., Odzak N., Sigg L., Behra R.** (2008): Toxicity of silver nanoparticles to *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental Science & Technology* 42 (23), 8959–8964.
- Neuwoehner J., Junghans M., Koller M., Escher B.I.** (2008): QSAR analysis and specific endpoints for classifying the physiological modes of action of biocides in synchronous green algae. *Aquatic Toxicology* 90 (1), 8–18.
- Neuwöhner J., Reineke A.K., Hollender J., Eisen-träger A.** (2009): Ecotoxicity of quinoline and hydroxylated derivatives and their occurrence in groundwater of a tar-contaminated field site. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72 (3), 819–827.
- Nowak W., Schwede R.L., Cirkpa O.A., Neuweiler I.** (2008): Probability density functions of hydraulic head and velocity in three-dimensional heterogeneous porous media. *Water Resources Research* 44, Article number W08452 (15 pp.).
- Ort C., Gujer W.** (2008): Sorption and high dynamics of micropollutants in sewers. *Water Science and Technology* 57 (11), 1791–1797.
- Paetzold A., Yoshimura C., Tockner K.** (2008): Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45 (3), 894–903.
- Peter A.** (2008): *Taste and odor in drinking water: Sources and mitigation strategies*. Dissertation 17761, ETH Zürich, Switzerland, 143 pp.
- Petrusek A., Hobæk A., Nilssen J.P., Skage M., Černý M., Brede N., Schwenk K.** (2008): A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta* 37 (5), 507–519.

- Räsänen K., Hendry A.P.** (2008): Disentangling interactions between adaptive divergence and gene flow when ecology drives diversification. *Ecology Letters* 11 (6), 624–636.
- Räsänen K., Söderman F., Laurila A., Merilä J.** (2008): Geographic variation in maternal investment: acidity affects egg size and fecundity in *Rana arvalis*. *Ecology* 89 (9), 2553–2562.
- Reichert P., Mieleitner J.** (2008): Lake Models. In: Jørgensen, S.E. (Ed.) *Encyclopedia of Ecology*, Elsevier, Oxford, 2068–2080.
- Reinstorf F., Strauch G., Schirmer K., Gläser H.-R., Möder M., Wennrich R., Osenbrück K., Schirmer M.** (2008): Mass fluxes and spatial trends of xenobiotics in the waters of the city of Halle, Germany. *Environmental Pollution* 152 (2), 452–460.
- Richter V., Potthoff A., Pompe W., Gelinsky M., Ikonomidou H., Bastian S., Schirmer K., Scholz S., Hofinger J.** (2008): Evaluation of health risks of nano- and microparticles. *Powder Metallurgy* 51 (1), 8–9.
- Robinson C.T., Schmid D., Svoboda M., Bernasconi S.M.** (2008): Functional measures and food webs of high elevation springs in the Swiss alps. *Aquatic Sciences* 70, online first (14 pp).
- Rostamian R., Jaleh A., Afyuni M., Mousavi S.F., Heidarpour M., Jalalian A., Abbaspour K.C.** (2008): Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 53 (5), 977–988.
- Ruth K., de Roo G., Egli T., Ren Q.** (2008): Identification of two Acyl-CoA synthetases from *Pseudomonas putida* GPo1: One is located at the surface of polyhydroxyalkanoates granules. *Biomacromolecules* 9 (6), 1652–1659.
- Schirmer K., Schirmer M.** (2008): Who is chasing whom? A call for a more integrated approach to reduce the load of micro-pollutants in the environment. *Water Science and Technology* 57 (1), 145–150.
- Schirmer K., Tanneberger K., Kramer N.I., Völker D., Scholz S., Hafner C., Lee L.E.J., Bols N.C., Hermens J.L.M.** (2008): Developing a list of reference chemicals for testing alternatives to whole fish toxicity tests. *Aquatic Toxicology* 90 (2), 128–137.
- Schmid M., Dorji P.** (2008): Permanent lake stratification caused by a small tributary – the unusual case of Lej da San Murezzan. *Journal of Limnology* 67 (1), 35–43.
- Schmid M., Pasche N., Jarc L., Wüest A.** (2008): Methane boom or bust in East Africa. *World Water and Environmental Engineering* 31 (4), 25–25.
- Schubert S., Peter A., Burki R., Schönenberger R., Suter M.J.F., Segner H., Burkhardt-Holm P.** (2008): Sensitivity of brown trout reproduction to long-term estrogenic exposure. *Aquatic Toxicology* 90 (1), 65–72.
- Schwenk K., Brede N., Streit B.** (2008): Introduction. Extent, processes and evolutionary impact of interspecific hybridization in animals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1505), 2805–2811.
- Seehausen O., Terai Y., Magalhaes I.S., Carleton K.L., Mrosso H.D.J., Miyagi R., van der Sluijs I., Schneider M.V., Maan M.E., Tachida H., Imai H., Okada N.** (2008): Speciation through sensory drive in cichlid fish. *Nature* 455 (7285), 62–626.
- Seppälä O., Karvonen A., Tellervo Valtonen E., Jokela J.** (2008): Interactions among co-infecting parasite species: a mechanism maintaining genetic variation in parasites? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 7 pp.
- Seppälä O., Karvonen A., Valtonen E.T.** (2008): Shoaling behaviour of fish under parasitism and predation risk. *Animal Behaviour* 75 (1), 145–150.
- Seppälä O., Liljeroos K., Karvonen A., Jokela J.** (2008): Host condition as a constraint for parasite reproduction. *Oikos* 117 (5), 749–753.
- Shama L.N.S., Robinson C.T.** (2008): Microgeographic life history variation in an alpine caddisfly: plasticity in response to seasonal time constraints. *Freshwater Biology* 54 (1), 150–164.
- Sharpe D.M.T., Räsänen K., Berner D., Hendry A.P.** (2008): Genetic and environmental contributions to the morphology of lake and stream stickleback: implications for gene flow and reproductive isolation. *Evolutionary Ecology Research* 10 (6), 849–866.
- Siebel E., Wang Y., Egli T., Hammes F.** (2008): Correlations between total cell concentration, total adenosine tri-phosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drinking Water Engineering and Science* 1 (1), 1–6.
- Strasser M., Anselmetti F.S.** (2008): Mass-movement event stratigraphy in Lake Zürich: A record of varying seismic and environmental impacts. *Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geotechnische Serie* 95, 23–41.
- Strauch G., Möder M., Wennrich R., Osenbrück K., Gläser H.R., Schladit T., Müller C., Schirmer K., Reinstorf F., Schirmer M.** (2008): Indicators for assessing anthropogenic: Impact on urban surface and groundwater. *Journal of Soils and Sediments* 8 (1), 23–33.
- Suter M.J.F.** (2008): Effect-oriented environmental analysis. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 390 (8), 1957–1958.
- Tilley E., Atwater J., Mavinic D.** (2008): Effects of storage on phosphorus recovery from urine. *Environmental Technology* 29 (7), 807–816.
- Tilley E., Atwater J., Mavinic D.** (2008): Recovery of struvite from stored human urine. *Environmental Technology* 29 (7), 797–806.
- Tockner K., Bunn S.E., Gordon C., Naiman R.J., Quinn G., Stanford J.A.** (2008): Flood plains: critically threatened ecosystems. In: Polunin, N. (Ed.) *Aquatic ecosystems: trends and global prospects*, Cambridge University Press, New York, USA, 45–61.
- Udert K.M., Kind E., Teunissen M., Jenni S., Larsen T.A.** (2008): Effect of heterotrophic growth on nitrification/anammox in a single sequencing batch reactor. *Water Science and Technology* 58 (2), 277–284.
- Vallotton N., Eggen R.I.L., Chèvre N.** (2008): Cours d'eau et herbicides. Effets de concentrations fluctuantes sur les organismes aquatiques. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 88 (10), 787–795.
- Vallotton N., Moser D., Eggen R.I.L., Junghans M., Chèvre N.** (2008): S-metolachlor pulse exposure on the alga *Scenedesmus vacuolatus*: Effects during exposure and the subsequent recovery. *Chemosphere* 73 (3), 395–400.
- Veltsos P., Keller I., Nichols R.A.** (2008): The inexorable spread of a newly arisen Neo-Y Chromosome. *PLoS Genet* 4 (5), e1000082 (9 pp).
- Völker D., Stetefeld N., Schirmer K., Scholz S.** (2008): The role of *cyp1a* and heme oxygenase 1 gene expression for the toxicity of 3,4-dichloroaniline in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Aquatic Toxicology* 86 (1), 112–120.
- Wang X.D., Zhong X.H., Liu S.Z., Liu J.G., Wang Z.Y., Li M.H.** (2008): Regional assessment of environmental vulnerability in the Tibetan Plateau: Development and application of a new method. *Journal of Arid Environments* 72 (10), 1929–1939.
- Wanner H., Beer J., Bütikofer J., Crowley T.J., Cubasch U., Flückiger J., Goosse H., Grosjean M., Joos F., Kaplan J.O., Küttel M., Müller S.A., Prentice I.C., Solomina O., Stocker T.F., Tarasov P., Wagner M., Widmann M.** (2008): Mid- to Late Holocene climate change: an overview. *Quaternary Science Reviews* 27 (19–20), 1791–1828.
- Wantzen K.M., Yule C.M., Tockner K., Junk W.J.** (2008): Riparian Wetlands of Tropical Streams. In: Dudgeon, D. (Ed.) *Tropical Stream Ecology*, Elsevier, Amsterdam, 199–217.
- Zhang W., Sun X., Yuan H., Araki H., Wang J., Tian D.** (2008): The pattern of insertion/deletion polymorphism in *Arabidopsis thaliana*. *Molecular Genetics and Genomics* 280 (4), 351–361.
- Zhou Y., Zhang Y., Abbaspour K.C., Mosler H.J., Yang H.** (2009): Economic impacts on farm households due to water reallocation in China's Chaobai watershed. *Agricultural Water Management*, article in press (9 pp).



## Sans eau, pas de nourriture !

L'eau se fait rare. Dans une grande partie du monde, la pénurie d'eau est un réel problème pour les populations humaines et ses répercussions se font sentir dans une multitude de domaines dont l'agriculture. Une interview avec Hong Yang, chercheuse à l'Eawag, sur les causes du problème et les potentialités du concept de l'eau virtuelle.

### **Pourquoi les besoins en eau ne cessent-ils d'augmenter dans le monde ?**

Ce phénomène est lié à plusieurs facteurs en interaction les uns avec les autres. Par exemple, la croissance démographique, le développement économique exponentiel dans certaines parties du monde et, bien sûr, le réchauffement climatique. A cela vient s'ajouter un élément souvent sous-estimé : la modification des habitudes alimentaires. Prenons l'exemple de la Chine. Il est vrai que la population et l'économie y sont en forte croissance. Mais l'impact le plus important pour l'eau est que les Chinois sont en train de changer de régime alimentaire – plus leur niveau de vie augmente, plus ils consomment de viande.

**Quel effet cela a-t-il sur les besoins en eau ?** Il faut en Chine entre 4000 et 12600 litres d'eau pour produire un kilogramme de viande. Par contre, 800 à 1300 litres suffisent pour la production d'un kilogramme de céréales. Suite à l'augmentation de

la consommation de viande en Chine, les besoins en eau pour la production alimentaire sont passés de 255 m<sup>3</sup> par habitant et par an en 1961 à 860 m<sup>3</sup> par habitant et par an en 2003.

### **Ces valeurs sont-elles comparables à la situation dans les pays industrialisés occidentaux ?**

Non. Les besoins en eau de la Chine dans le secteur alimentaire sont encore largement inférieurs à ceux de nombreux autres pays industrialisés. Les Etats-Unis, par exemple, consomment 1820 m<sup>3</sup> par habitant et par an. Mais l'augmentation continue de la part de viande dans l'alimentation des Chinois est préoccupante d'un autre point de vue.

**Comment cela ?** Je pense aux aspects sanitaires. Aujourd'hui déjà, la consommation de viande est supérieure de 50 % à la quantité recommandée par la Société chinoise de nutrition. Si on pouvait faire comprendre aux gens toute l'importance d'une alimentation équilibrée, on pourrait faire d'une pierre deux coups : protéger la santé de la population et lutter contre la pénurie d'eau.

### **Existe-t-il encore d'autres moyens ?**

Pour optimiser l'utilisation de l'eau et limiter les impacts négatifs sur l'environnement, nous trouvons notamment que le concept d'eau virtuelle ouvre des pistes intéressantes.

### **Qu'est-ce que « l'eau virtuelle » est exactement ?**

Dans un pays disposant de ressources limitées en eau douce, vous devez nécessairement en limiter les usages pour l'irrigation. De ce fait, les rendements baissent et la production agricole ne suffit plus pour nourrir la population. Que faire alors ? Vous pouvez concrètement acheminer de l'eau dans la

région concernée. Ou alors, vous pouvez importer des denrées alimentaires qui ont été produites ailleurs. Et c'est alors de l'eau virtuelle ! L'eau est « consommée » ailleurs et l'importation alimentaire permet d'équilibrer la balance.

### **Quels pays pourraient particulièrement profiter des transferts d'eau virtuelle ?**

Tous ceux qui présentent de fortes disparités régionales. L'Iran, par exemple. C'est un pays marqué par de grandes différences climatiques et socio-économiques entre les régions. Dans le cadre d'un projet financé par le Fonds national de la recherche scientifique, nous étudions actuellement les potentialités de l'eau virtuelle pour l'Iran.

### **Quelle est votre façon de procéder ?**

Nous évaluons tout d'abord les ressources en eau disponibles et les quantités réellement consommées. Nous comparons ensuite les données et identifions les zones géographiques dans lesquels les problèmes d'eau sont sérieux ou dont les méthodes de culture ne sont pas viables à long terme et où donc le système risque de s'effondrer. Enfin, nous présentons nos résultats aux décideurs locaux. Il est ensuite de leur ressort de mettre concrètement en œuvre la stratégie que nous proposons. Mais les idées et les comportements ne changent que très lentement. ○ ○ ○

*Interview menée par Martina Bauchrowitz.*



Hong Yang a soutenu sa thèse de doctorat en 1994 à l'Université d'Adélaïde en Australie. Avant de rejoindre l'Eawag en 1999, elle a œuvré au sein des universités d'Adélaïde et de Hong Kong. Elle dirige actuellement le groupe Pénurie d'eau, alimentation et environnement du département d'Analyse des systèmes et de modélisation de l'Eawag.

Liu J., Yang H., Savenije H.H.G. (2008) : China's move to higher-meat diet hits water security. *Nature* 454, 397.  
Liu J., Zehnder A.J.B., Yang H. (2007) : Historical trends in China's virtual water trade. *Water International* 32, 78–90.  
Yang H., Wang L., Zehnder A.J.B. (2007) : Water scarcity and food trade in the Southern and Eastern Mediterranean countries. *Food Policy* 32, 585–605.

# Eawag News : quo vadis ?

Depuis son lancement en 1973, Eawag News s'adresse à un cercle d'abonnés toujours plus large et ce, aussi bien en Suisse qu'au-delà des frontières. Mais qui sont réellement ces lecteurs ? Et, est-ce qu'Eawag News répond entièrement à leurs attentes ? Un sondage réalisé en avril 2008 nous a apporté des éléments de réponse.

« J'apprécie beaucoup la manière dont les sujets complexes sont présentés. Si Eawag News n'existait pas, il faudrait l'inventer ! » Voici un des nombreux encouragements qui nous ont été adressés dans le cadre du sondage sur Eawag News. Plus de 650 lecteurs et lectrices ont répondu à notre appel dans près de 40 pays en acceptant de remplir notre questionnaire. Un grand merci à toutes et à tous !

**Profil des lecteurs et habitudes de lecture.** Eawag News est lu dans toutes les tranches d'âge même si les 46–55 ans sont les plus représentés. Les répondants appartenaient majoritairement au secteur de l'eau (recherche, services étatiques et secteur privé) et disposaient d'un niveau d'instruction élevé : 75 % des participants au sondage ont un diplôme d'études supérieures dont 40 % de niveau doctorat.

Près de 90 % des répondants ont déclaré lire Eawag News régulièrement ou se consacrer avec une attention soutenue aux articles qui les intéressent. Un peu moins des deux tiers des répondants trouvent que les informations communiquées par Eawag News sont utiles à leur travail et espèrent, par le biais de la revue, rester en contact avec la recherche.

## Eawag News : de la recherche à la pratique

Le premier numéro d'Eawag News est paru en janvier 1973 à l'initiative de Werner Stumm, alors directeur de l'Eawag. Ceci fait d'elle la plus ancienne revue de l'ensemble du paysage scientifique suisse à être éditée par un institut de recherche. Elle est aussi la seule à paraître en quatre langues. Le tirage est actuellement de 3500 numéros en allemand, 1600 en anglais, 900 en français et 2000 en chinois.



**Niveau et organisation.** La grande majorité des participants au sondage sont satisfaits du niveau d'Eawag News. Ils trouvent que les articles de recherche sont présentés de manière intelligible et jugent leur degré de complexité et d'approfondissement adéquat. Fait intéressant, plus des deux tiers des personnes répondantes ne souhaitent pas que le langage d'Eawag News devienne moins scientifique.

Dans l'ensemble, les participants au sondage apprécient que chaque numéro aborde un thème spécifique. La moitié d'entre eux souhaiterait tout de même se voir proposer une palette d'articles d'actualité provenant de divers domaines de recherche. La présentation et la fréquence de parution d'Eawag News – en moyenne deux numéros par an – sont appréciées du plus grand nombre.

**Des critiques constructives.** A côté des nombreux compliments que vous nous avez adressés, certaines critiques ont bien entendu été formulées : « Pourquoi se donner la peine d'imprimer la revue sur papier ? », « Il serait intéressant de livrer un complément d'information sur Internet », « Un peu plus de mordant politique sur les thèmes environnementaux serait parfois souhaitable », pour ne citer que quelques exemples. Ces critiques sont les bienve-

nues et elles nous sont précieuses car nous souhaitons qu'Eawag News reste un fort élément de liaison entre les mondes de la recherche et de la pratique.

**Le nouveau concept d'Eawag News.** Comment la revue va-t-elle maintenant évoluer ? Nous souhaitons que chaque numéro propose un sujet intéressant pour chaque lecteur et lectrice. Nous allons donc lui intégrer un cocktail d'articles provenant de diverses disciplines. Nous voulons aussi proposer des articles de synthèse donnant la parole à des spécialistes de l'eau extérieurs à l'Eawag. D'un autre côté, nous allons conserver une certaine optique thématique par le biais de dossiers dans lesquels certains sujets de recherche de l'Eawag seront présentés sous différents angles.

Même si certaines personnes ont souhaité voir disparaître l'édition papier d'Eawag News, nous avons décidé de poursuivre son impression. Nous sommes persuadés que la majorité des lecteurs et lectrices préfèrent cette forme de publication. Bien entendu, Eawag News restera disponible en version numérique sur le site Web de l'Eawag :

[www.eawag.ch/eawagnews](http://www.eawag.ch/eawagnews)

Martina Bauchowitz

## Construction écologique : une démarche rentable

Un bâtiment de cinq étages fournissant bureaux et laboratoires à 220 personnes qui consomme pour le chauffage et la climatisation à peine plus d'énergie extérieure qu'une ou deux maisons individuelles? Le Forum Chriesbach de l'Eawag réalise cet exploit. Deux ans après son inauguration, les architectes, concepteurs et maîtres d'œuvre réunis en une journée de travail en janvier 2009 ont tiré un bilan positif de l'exploitation du bâtiment et ce,

aussi bien sur le plan énergétique qu'économique. Les frais de construction de 30 millions de francs sont restés inférieurs aux crédits autorisés par le Parlement fédéral. Et le supplément d'investissement d'à peine 5% par rapport à un bâtiment traditionnel comparable est compensé par les faibles coûts d'exploitation. Le Forum Chriesbach présente dès à présent des frais annuels (capital et exploitation) inférieurs de 10 000 francs à ceux d'un bâti-

ment traditionnel. Si le coût de l'énergie continue d'augmenter, ce bilan devrait encore s'améliorer. De ce fait, ce bâtiment connu internationalement est déjà une référence incontournable pour les nouvelles générations de constructions. ○○○



## Médaille d'honneur décernée par le Vietnam à des chercheurs de l'Eawag

Le gouvernement vietnamien a décerné une médaille d'honneur à quatre chercheurs de l'Eawag en reconnaissance de leur engagement dans le domaine de l'eau potable et de la gestion des eaux usées. Ils ont été récompensés pour « leurs mérites exceptionnels dans le cadre de l'enseignement et de la formation professionnelle au

Vietnam ». Avec le soutien financier de la Confédération, les chercheurs sont parvenus à renforcer les capacités de recherche de deux instituts universitaires nord-vietnamiens et à améliorer les systèmes d'aduction d'eau potable et de gestion des eaux usées dans cette région. Pour plus d'informations: [www.eawag.ch](http://www.eawag.ch)



De gauche à droite : Antoine Morel, Michael Berg, Walter Giger et Roland Schertenleib décorés de la Médaille d'honneur par l'Ambassadeur du Vietnam en Suisse.

## Jurassic Park dans les lacs suisses ?

Les changements écologiques causés par l'homme peuvent porter atteinte à la biodiversité naturelle. Ainsi, l'eutrophisation du lac de Constance et du Greifensee dans les années 1970 et 1980 a induit des modifications génétiques chez les puces d'eau. Au début du XX<sup>ème</sup> siècle, une seule espèce de puce d'eau (*Daphnia*



*hyalina*) peuplait abondamment ces deux lacs. L'eutrophisation croissante a alors favorisé une seconde espèce (*Daphnia galatea*) au détriment de la première, des hybrides se formant dans les périodes de transition précédant et suivant les pics d'apports de nutriments. Bien que les lacs aient aujourd'hui largement retrouvé leur propreté (grâce aux efforts importants fournis dans le secteur de l'assainissement), l'espèce d'origine n'a pas encore pu se rétablir. C'est ce qu'ont démontré des chercheurs de l'Eawag et des deux universités allemandes de Francfort et de Constance en étudiant le matériel génétique d'œufs de daphnie vieux de plus de 100 ans. Les archives biologiques telles que ces œufs de résistance conservés dans les sédiments lacustres constituent donc des instruments très intéressants pour l'étude de la réaction des organismes aux changements affectant leurs écosystèmes. [www.eawag.ch/medien/bulletin/20090310/index\\_EN](http://www.eawag.ch/medien/bulletin/20090310/index_EN)