

# Eawag

# INews



## Lacs eutrophisés : une lente convalescence 4-16

Dossier

Epuration décentralisée : Le modèle du futur ? 17

Les lignées cellulaires au secours des poissons 25

Du berceau à la tombe : les retardateurs de flamme 28



Bernhard Wehrli,  
membre de la direction  
de l'Eawag et professeur  
de chimie aquatique à  
l'ETH de Zurich.

## Lacs eutrophisés : les suites tardives

La réhabilitation des lacs suisses a été un succès. Jusqu'en 1975, les teneurs en phosphore n'avaient cessé d'augmenter dans la plupart des lacs de notre pays. Tapis d'algues, anoxie des fonds et mortalités massives de poissons étaient à l'ordre du jour. Un catalogue de mesures coordonnées a alors été mis en place : construction de stations d'épuration et de système circulaire de canalisation permettant d'éviter les rejets directs en lac, interdiction des phosphates dans les lessives et rationalisation des apports de fertilisants dans l'agriculture. Le succès ne s'est pas fait attendre : à partir de 1985, les concentrations en phosphore ont commencé à baisser et les valeurs atteintes dans la plupart des lacs sont maintenant comparables à celles des années 1950.

Cet exemple est très encourageant : il montre en effet qu'une situation écologique dramatique comme l'eutrophisation est réversible si on s'attache à y remédier pendant suffisamment longtemps. Mais toutes les conséquences de la surfertilisation n'ont pas été éliminées, loin s'en faut. Comme pour une personne qui boiterait encore longtemps après avoir guéri d'une fracture de la jambe, les milieux aquatiques présentent encore des séquelles de l'eutrophisation.

► Dans le lac de Lugano, avec une stratification permanente, la réserve de phosphore ne s'est amenuisée que très lentement. Fort heureusement, un brassage des eaux vient de se produire pour la première fois depuis 40 ans, ce qui devrait contribuer à un retour à la normale.

► Les conséquences de l'utilisation massive de fertilisants sont particulièrement visibles dans les zones humides et les zones d'embouchure des fleuves. Etant donné que les terres agricoles du bassin versant du Danube pourvoient encore abondamment le fleuve en phosphore, les étangs de son delta sont encore surfertilisés. Cette situation a pour conséquence de très fortes émissions de gaz à effet de serre.

► La comparaison d'un lac riche et d'un lac pauvre en nutriments montre que la production de biomasse et la composition du zooplancton et du phytoplancton se sont durablement modifiées.

► L'étude des œufs de résistance conservés dans les sédiments permet d'évaluer les conséquences génétiques de la surfertilisa-

tion sur les communautés de daphnies. Ainsi, le Greifensee et le lac de Constance ont vu s'effacer une espèce dont l'amélioration pourtant efficace des conditions écologiques n'a pu permettre le retour.

Après les articles du dossier « Lacs eutrophisés », ce numéro présente divers autres projets de recherche :

► L'article de synthèse sur le traitement des eaux usées cherche à identifier les situations les mieux indiquées pour la mise en place de systèmes décentralisés et se fait l'écho de l'avis des chercheurs et des professionnels.

► Des essais menés à l'Eawag démontrent que les ferrates peuvent être utilisés pour l'élimination des micropolluants dans les filières d'épuration. Ils présentent en outre l'avantage de produire parallèlement une précipitation des phosphates.

► Les poissons sont des organismes d'étude privilégiés pour les tests d'écotoxicité. Dans le but de limiter les expérimentations sur animaux, l'Eawag a mis au point un test faisant appel à des lignées de cellules de poisson.

► Une approche d'analyse des flux de matière a permis de suivre le cheminement des agents ignifugeants bromés au cours de leur cycle de vie.

La recherche environnementale n'est pas uniquement destinée à fournir enseignements et théories permettant de limiter ou d'éviter la contamination de notre environnement aquatique par les polluants et nutriments. Elle a également une seconde mission et certaines contributions à ce numéro le montrent bien : les recherches de l'Eawag accompagnent les projets de réhabilitation et enregistrent les réactions de nos hydrosystèmes aux mesures engagées. Car les connaissances que nous tirons de ces observations nous apprendront à mieux réagir aux problèmes environnementaux à venir.

Photo de couverture : Sorin Balan, doctorant au GeoEcoMar (Institut de géologie et de géo-écologie marine de Bucarest), se préparant à une séance de plongée. Sa mission était d'installer des appareils dans différents étangs du delta du Danube pour prélever des échantillons d'eau interstitielle dans les sédiments et de les récupérer par la suite. Apprenez-en plus sur ce projet dans les pages 4-7.  
© Silviu Radan, GeoEcoMar, Bucarest.

# Sommaire

## Dossier : lacs eutrophisés

- 4 **Le delta du Danube : plus de méthane qu'ailleurs**  
 Le Danube véhicule d'importantes quantités de nutriments vers les multiples étangs de son delta, ce qui entraîne une grande productivité végétale et de fortes émissions de méthane et de CO<sub>2</sub>.
- 8 **La surfertilisation altère les communautés de daphnies**  
Les apports excessifs de substances nutritives dans les lacs en modifient la composition spécifique. Les puces d'eau (*Daphnia sp.*) l'ont appris à leurs dépens.
- 11 **Fixation du CO<sub>2</sub> dans les lacs de Brienz et de Lugano**  
Les sédiments lacustres emmagasinent du dioxyde de carbone sous forme de carbone organique. Quelle est l'influence des teneurs en oxygène et en nutriments ?
- 14 **La longue absence de brassage dans le Lac de Lugano**  
 Rolf Kipfer, chef du département « Ressources aquatiques et eau potable », nous explique dans un entretien comment l'eutrophisation a modifié le régime de brassage du lac de Lugano.

**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

**Abonnement:** Andri Bryner, Eawag (texte sur les pages 8–10 et 34)

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

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

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

**Copyright des Photos:** Eawag (sauf mention contraire)

**Parution:** 2 fois par ans 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

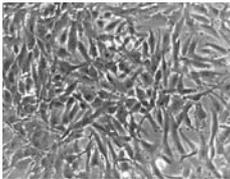
**Abonnements et changement d'adresse:** les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! [eawag.news@eawag.ch](mailto:eawag.news@eawag.ch)

ISSN 1420-3928

## Enquête

- 17 **Epuration décentralisée : le modèle du futur ?**  
 Les systèmes décentralisés de traitement des eaux jouent encore un rôle plutôt marginal en Suisse. Mais dans quel contexte auraient-ils une chance de se développer en Suisse et dans les autres pays industrialisés ? Et quelle est la situation dans les pays en développement ?

## Actualité de la recherche

- 22 **La double action épuratrice des ferrates**  
En plus de l'ozonation, une nouvelle méthode faisant appel aux ferrates peut maintenant servir au traitement tertiaire des eaux usées. Non seulement ces ions oxydent les micropolluants, mais ils provoquent également la précipitation des phosphates.
- 25 **Les lignées cellulaires au secours des poissons**  
 Des centaines de milliers de poissons meurent chaque année mondialement dans le cadre de tests de toxicité. Avec les lignées de cellules de poissons l'Eawag tente de trouver une alternative.
- 28 **Du berceau à la tombe : les retardateurs de flamme**  
Les retardateurs de flamme réduisent l'inflammabilité des produits qui nous entourent – ordinateurs, automobiles, textiles etc. – mais ils ne sont pas sans danger pour l'environnement. L'Eawag a suivi leur cheminement de la production jusqu'à l'élimination ou la mise en décharge.
- 31 **Publications**
- 34 **Forum : le fond des lacs revisité**  
Un nouveau sonar permet maintenant de représenter les reliefs sous-lacustres avec une précision inédite.
- 35 **Notes**



Edith Durisch-Kaiser, biologiste, est maître assistante au département « Eaux superficielles » de l'Eawag. Coauteur : Alina Pavel

## Le delta du Danube : plus de méthane qu'ailleurs

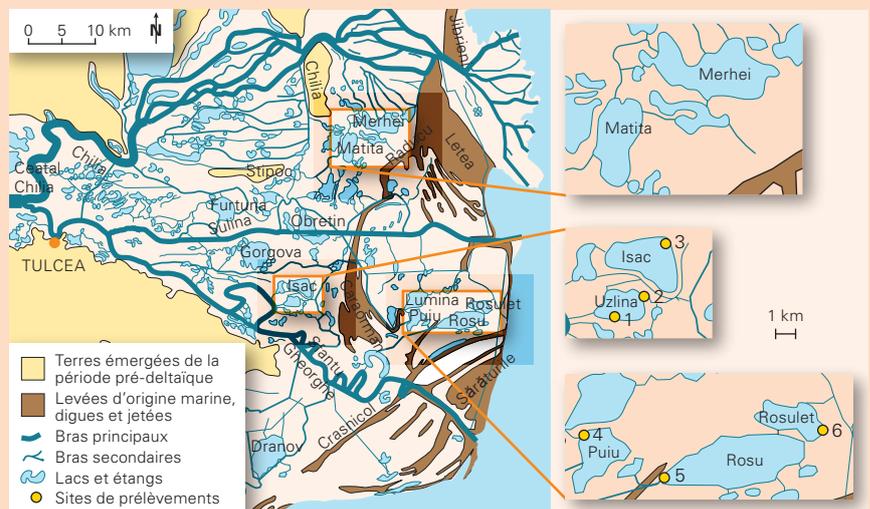
Les zones humides comme le delta du Danube se comportent comme d'immenses stations d'épuration. Elles retiennent les nutriments d'origine anthropique qui se trouvent dans la colonne d'eau et les transforment en biomasse. Dans le delta du Danube, la dégradation de cette biomasse s'accompagne de la libération dans l'atmosphère de quantités importantes de méthane et de gaz carbonique.

Les zones humides et lacustres sont des sources importantes de gaz à effet de serre. On sait ainsi que près de 87 % des lacs du monde émettent du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère. Par contre le fait qu'ils libèrent également des quantités considérables de méthane (CH<sub>4</sub>), un gaz à effet de serre ~20 fois

plus puissant que le CO<sub>2</sub>, a longtemps été sous-estimé [1]. Ceci s'explique notamment par la grande variabilité spatio-temporelle des zones humides qui a longtemps rendu difficile une quantification détaillée des émissions de méthane. Alors que la production de dioxyde de carbone résulte d'une dégradation de matière

### Les différents types d'étangs du delta du Danube

Le delta du Danube se compose de trois bras principaux et d'une multitude de bras secondaires, de bras morts, de canaux, d'îlots et d'étangs. Les étangs sont peu profonds (6 m tout au plus) et présentent de grandes différences de productivité, de végétation et de régime hydrologique. Les étangs les plus proches des bras principaux sont fortement influencés par le régime hydrologique du Danube. Ceux qui sont plus éloignés subissent l'influence partagée du fleuve et de la mer Noire. Les vents d'est provoquent spécialement en hiver une pénétration d'eaux saumâtres dans ces derniers alors que leur niveau est relativement bas. Pour nos recherches, nous avons sélectionné dans le delta trois zones d'étude comptabilisant un total de 7 étangs deltaïques.



- ▶ Les étangs Uzlina et Isac proches du fleuve sont principalement alimentés par les eaux d'un des bras du Danube, le Sfantu Gheorghe, qui atteignent le lac Uzlina en seulement 0,2 jours. Ils sont ainsi représentatifs des systèmes recevant des apports très importants de nutriments. De par la richesse de sa flore (plantes subaquatiques et algues filamenteuses) et sa forte teneur en matières en suspension, l'Uzlina est un étang turbide. L'Isac entre plutôt dans la catégorie des lacs semi-turbides et se caractérise en premier lieu par la présence d'algues et particules microscopiques en suspension libre dans la colonne d'eau.
- ▶ Les étangs Matita et Merhei constituent des zones humides typiques à la surface limpide pourvus d'une ceinture de roseaux bien développée et présentant une grande densité de plantes subaquatiques. Ils sont alimentés en eaux du Danube par les méandres du canal Lopatna qui présente une forte végétation et véhicule d'importantes quantités de nutriments dans le lac Matita.
- ▶ Les étangs assez isolés de Puiu, Rosu et Rosulet sont alimentés en nutriments par un canal mais reçoivent aussi de grandes quantités de matière organique et de substances nutritives régénérées en provenance des roselières environnantes [2]. Le Puiu présente une turbidité moyenne et une forte densité de phytoplancton et de matières en suspension. Le Rosu et le Rosulet présentent des eaux turbides et sont dominés par les macrophytes et les algues filamenteuses.

organique en conditions aérobies, celle de méthane s'effectue en l'absence d'oxygène. De plus, il semble qu'une certaine proportion du méthane émis dans l'atmosphère puisse être directement générée par les végétaux, mais cette hypothèse fait encore l'objet de controverse dans le milieu scientifique.

Les zones humides sont souvent des écosystèmes très productifs. Le delta du Danube situé en Roumanie au bord de la mer Noire est d'autant plus dans ce cas qu'il est alimenté par des eaux fluviales particulièrement riches. En effet, au cours de leur long voyage à travers 10 pays européens, dont beaucoup ne disposent pas encore de stations d'épuration, les eaux du Danube s'enrichissent progressivement en substances nutritives. Notre propos était d'étudier le rapport entre les fortes teneurs en nutriments, la production et la dégradation de biomasse et les émissions de gaz à effet de serre et d'évaluer l'importance des émissions du delta du Danube par rapport à d'autres zones humides. En association avec les chercheurs du GeoEcoMar, l'Institut roumain de géologie et de géo-écologie marines, nous avons caractérisé différents étangs du delta du Danube [3–5], nous appuyant pour cela sur des prélèvements d'eau et de sédiments.

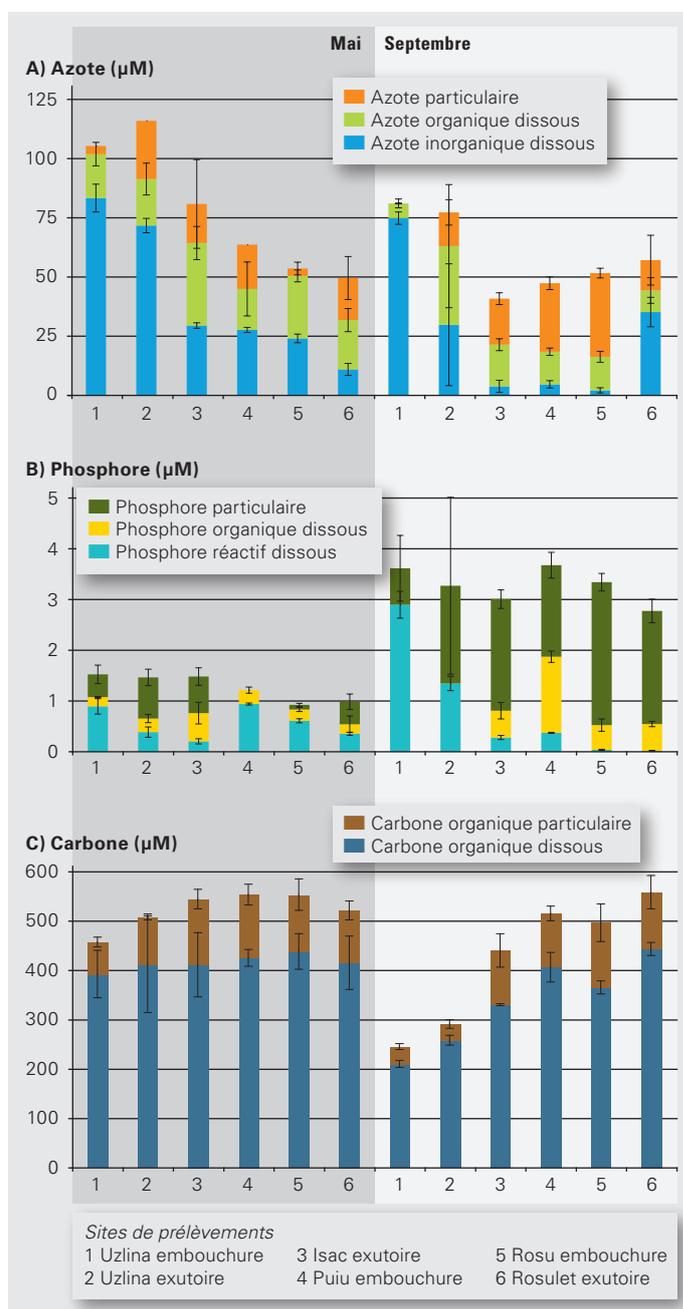
**Le delta du Danube : un milieu fortement eutrophisé.** Avec une surface de 5800 km<sup>2</sup>, la zone d'embouchure du Danube est considérée, après le delta de la Volga, comme la zone humide la plus vaste et la plus naturelle d'Europe. Sa biodiversité est comparable à celle des deltas de l'Amazone et du Nil. En tant que zone humide d'importance internationale, le delta du Danube est protégé depuis 1991 par la convention de Ramsar et se trouve inscrit au patrimoine mondial de l'humanité. Il a d'autre part été intégré en 1992 au programme de l'UNESCO sur l'homme et la biosphère (MAB).

Malgré cet arsenal de mesures, le Danube exporte encore de grandes quantités de nutriments (azote et phosphore) vers les étangs deltaïques et les eaux littorales de la mer Noire. La charge en nutriments a certes baissé au cours des 20 dernières années suite à la récession économique qu'a connue l'Europe de l'Est, mais les eaux du Danube accueillent encore chaque année entre 750 et 1050 kilotonnes d'azote et de 90 à 130 kilotonnes de phosphore en provenance de leur bassin versant [6]. L'eutrophisation causée par ces apports a fortement stimulé la productivité dans l'ensemble de la zone humide, et la quantité de biomasse qu'elle produit sous forme de roseaux, de plantes aquatiques et d'algues est phénoménale.

**Un puits de nutriments.** Lors de la formation de biomasse, les éléments nutritifs sont incorporés à la matière organique et sont ainsi soustraits à la colonne d'eau. Le delta du Danube constitue donc un puits très important dans le cheminement des nutriments vers la mer Noire. L'efficacité maximale de transformation des nutriments est observée dans les étangs les plus proches des bras principaux du Danube. Des taux d'élimination des substances nutritives dissoutes de 77 et 97 % peuvent y être atteints respectivement au printemps, à niveau d'eau plutôt élevé, et à l'automne, à niveau plutôt bas (comparaison des teneurs en azote inorganique dissous (Fig. 1A) et en phosphore réactif dissous (Fig. 1B) dans la zone d'embouchure des affluents de l'Uzlina et dans l'exutoire

de l'Isac en mai et en septembre). C'est donc à l'automne que la productivité est maximale dans les étangs. Après la mort des organismes, la matière organique formée se dépose lentement au fond des plans d'eau ou se trouve entraînée vers la mer Noire, ce deuxième phénomène se produisant principalement à hautes eaux entre avril et juin [3]. Plus les étangs sont éloignés des bras principaux du Danube, plus les quantités de substances nutritives dissoutes qui les atteignent sont faibles (Fig. 1A et B), les nutriments leur parvenant davantage sous forme de biomasse

Fig. 1 : Concentrations d'azote, de phosphore et de carbone dans les échantillons prélevés sur 6 sites différents (cf. carte dans l'encadré p. 4).





Les diplômantes Anna Doberer et Judith Reutimann occupées à la préparation des échantillons d'eau pour le dosage des nutriments.

également issue des importants peuplements de macrophytes et de roseaux environnants (Fig. 1C).

**Restitution des nutriments.** Lors de la dégradation de la biomasse – qu'elle s'effectue dans la colonne d'eau ou dans les sédiments – les nutriments liés sont à nouveau libérés et restitués à l'écosystème. Cette recharge interne de la réserve de nutriments accentue l'eutrophisation et donc la production de biomasse – un effet qui peut se maintenir pendant des années malgré une réduction volontaire des apports de nutriments par le Danube, retardant ainsi le retour du delta à un état trophique moins riche et donc plus naturel. Un tel effet d'hystérésis a également été observé par rapport à la situation nutritionnelle dans le réservoir des Portes de fer, un grand barrage construit à la frontière de la Roumanie et de la Serbie [7]. On appelle hystérésis un système qui ne dépend plus seulement des grandeurs d'entrée (ici les teneurs en nutriments) mais aussi de l'histoire de ces grandeurs d'entrée.

Il peut arriver lorsque les apports fluviaux s'amouindrissent, que l'azote se raréfie dans les étangs éloignés du Danube. Ces conditions favorisent alors en saison estivale le développement de cyanophycées, algues bleues capables de fixer l'azote atmosphérique et de l'intégrer dans le système sous forme d'ammonium.

**Des émissions de méthane et de CO<sub>2</sub> en forte fluctuation.**

En complément des analyses de nutriments, nous avons mené plusieurs expéditions au printemps, en été et à l'automne pour réaliser un quadrillage de dosage des gaz dissous dans les

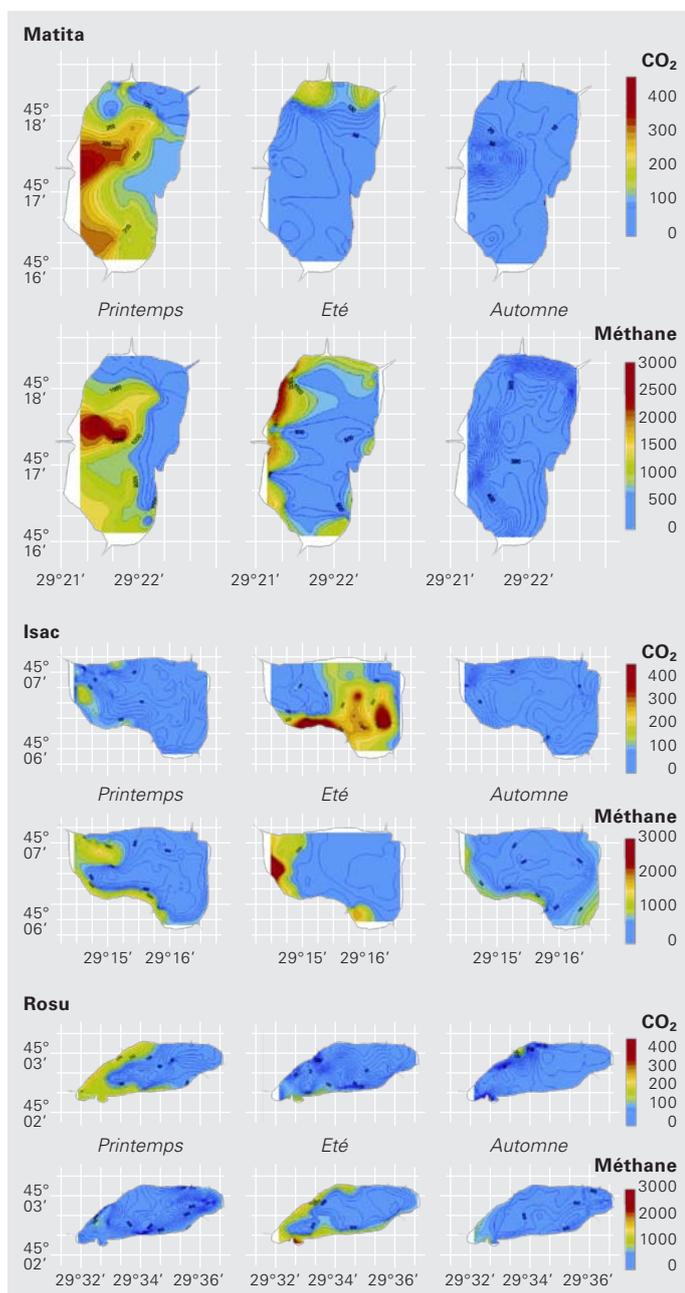
eaux de surface des différents étangs. Pendant que le bateau parcourait lentement les étendues d'eau en suivant un maillage prédéfini, nous avons pompé des échantillons d'eau en continu pour en déterminer les teneurs en méthane et en dioxyde de carbone dissous. Cette démarche nous a permis d'analyser les caractéristiques spatio-temporelles de la répartition des gaz dans les lacs (Fig. 2). Nous avons ainsi mesuré de fortes teneurs en gaz à effet de serre au printemps au niveau de l'embouchure des affluents. Ce phénomène est particulièrement marqué au lac Matita généreusement alimenté en gaz dissous par un canal abritant une végétation très abondante. En saison estivale, les teneurs maximales en méthane ont été par contre observées au niveau de la ceinture de roseaux à proximité du rivage. En effet, la matière organique emmagasinée dans les sédiments y est facilement dégradée par les bactéries méthanogènes. Curieusement, la répartition saisonnière des gaz à effet de serre dissous dans l'eau ne se calque pas sur celle de l'azote et du phosphore.

**Des émissions de gaz à effet de serre particulièrement élevées.**

Nous avons d'autre part extrapolé les résultats des mesures de composés gazeux à une évaluation des émissions de la totalité du delta du Danube. Nous estimons ainsi que dans cette zone,  $0,2 \times 10^9$  moles de méthane (3,2 kt) et  $6,4 \times 10^9$  moles de dioxyde de carbone (281,6 kt) diffusent chaque année dans l'atmosphère à partir de la surface des eaux. Ces valeurs sont parmi les plus élevées jamais déterminées pour les zones humides ou lacustres et ce, bien que nous n'ayons pas tenu compte pour le méthane des émissions sous forme de bulles ou de celles directement

généralisées par les végétaux qui peuvent pourtant représenter jusqu'à 96 % du total. Comparées à nos estimations pourtant prudentes, la zone littorale de l'embouchure du Danube (zone d'eau saumâtre) produit presque 75 % de méthane de moins que le delta et même le Pantanal au Brésil, la plus grande zone humide continentale au monde, émet nettement moins de méthane que la zone roumaine. L'une des rares zones humides à dépasser les émissions de méthane et de gaz carbonique du delta du Danube est celle de l'Amazonie.

Fig. 2: Répartition des émissions de gaz à effet de serre à la surface de trois des étangs étudiés dans le delta du Danube au printemps, en été et à l'automne.



**Causes du phénomène.** L'importance des émissions de gaz à effet de serre du delta du Danube s'explique par une combinaison de facteurs: le plus important d'entre eux est certainement la grande quantité de nutriments apportée par les eaux du fleuve et donc la forte activité de dégradation de la biomasse accumulée dans le delta [8]. A cela viennent s'ajouter :

- ▶ Des conditions hydrologiques particulières dans le delta.
- ▶ D'importants échanges avec les eaux stagnantes des rose-lières.
- ▶ La faible profondeur des étangs qui implique une faible distance de parcours des gaz dissous vers la surface, notamment à proximité des rives.
- ▶ Le caractère très venteux de la zone dû à une topographie particulièrement plate et à la proximité de la mer ; ces vents assurent un brassage fréquent de la colonne d'eau et favorisent le transport vertical des gaz.

Malgré la réduction très nette des apports de matières nutritives observée depuis quelques temps, le delta du Danube restera certainement une source majeure d'émission de gaz à effet de serre pendant de nombreuses années. Le rattachement de plusieurs pays riverains à l'Union européenne et la reprise économique qui devrait en découler pourrait cependant être à l'origine d'une nouvelle augmentation des rejets de nutriments dans le Danube et donc des émissions de gaz à effet de serre dans le delta. ○ ○ ○

Nous tenons à remercier tous ceux qui ont participé à ce projet et en particulier Sorin Balan, Christian Dinkel, Anna Doberer, Silviu Radan, Judith Reutimann, Sebastian Sobek et Bernhard Wehrli.

- [1] IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007: 4<sup>th</sup> Assessment Report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, Cambridge University Press.
- [2] Oosterberg W., Buijse A.D., Coops H., Ibelings B.W., Menting G.A.M., Staras M., Bogdan L., Constantinescu A., Hanganu J., Navodaru I., Török L. (2000): Ecological gradients in the Danube Delta; present state and man-induced changes. RIZA the Netherlands, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania. RIZA rapport No. 2000.015.
- [3] Durisch-Kaiser E., Pavel A., Doberer A., Reutimann J., Balan S., Sobek S., Radan S., Wehrli B. (2008): Nutrient retention, total N and P export and greenhouse gas emission from the Danube Delta lakes. *Geo-Eco-Marina* 14, 81–90.
- [4] Pavel A., Durisch-Kaiser E., Sobek S., Balan S., Radan S., Wehrli B. (eingereicht): High spatial and seasonal variability of methane and carbon dioxide emission from wetland lakes in the Danube Delta.
- [5] Durisch-Kaiser E., Doberer A., Reutimann J., Pavel A., Balan S., Radan S., Wehrli B. (soumis): Organic matter governs N and P balance in Danube Delta lakes.
- [6] Zessner M., van Gils J. (2002): Nutrient fluxes from the Danube Basin to the Black Sea. *Water Science and Technology* 46, 9–17.
- [7] Teodoru C., Wehrli B. (2005): Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry* 76, 539–565.
- [8] Friedrich J., Dinkel C., Grieder E., Radan S., Secieru D., Steingruber S., Wehrli B. (2003): Nutrient uptake and benthic regeneration in Danube Delta lakes. *Biogeochemistry* 64, 373–398.

# La surfertilisation altère les communautés de daphnies



Nora Brede, biologiste, est post-doctorante au département d'Ecologie aquatique de l'Eawag.

Les apports excessifs de substances nutritives subis par les lacs européens à partir des années 1950 en ont durablement modifié les habitats et la composition spécifique. Les nouvelles conditions ont favorisé une espèce particulière de daphnie et de nouveaux gènes ont été introduits par le biais de l'hybridation. Malgré le succès de la lutte contre l'eutrophisation, les populations d'origine n'ont pas pu se rétablir.

Malgré leur proximité géographique, le lac de Constance et le Greifensee sont deux lacs on ne peut plus différents. A la croisée de l'Allemagne, de la Suisse et de l'Autriche, le lac de Constance compte parmi les plus grands d'Europe. Le Greifensee, situé non loin de Zurich, appartient quant à lui à la catégorie des petits lacs de faible profondeur. Pourtant, les deux lacs ont été pareillement touchés, à quelques années d'intervalle, par un phénomène comparable d'eutrophisation due à des apports excessifs de substances nutritives. Dans le cas du Greifensee, il conviendrait même de parler d'hyper-eutrophisation : les teneurs en phosphore y ont atteint 525 µg/l en 1971, entraînant plusieurs vagues de mortalité chez les poissons. Au lac de Constance, la valeur maximale mesurée n'a été « que » de 87 µg/l en 1971, mais ces apports ont suffisamment stimulé la productivité pour transformer ce lac assez pauvre (oligotrophe) en lac eutrophe.

**La daphnie : un crustacé bien étudié.** Notre propos était, à partir de l'étude des puces d'eau ou daphnies, de retracer les changements des populations et de la composition spécifique sur une longue période de temps. Dans cette optique, nous avons en par-



Fig. 1 : *Daphnia galeata* se rencontre dans de nombreux lacs eutrophes aussi bien dans nos contrées qu'en Asie et en Amérique du Nord.

ticulier cherché à définir l'ampleur de l'immigration de *Daphnia galeata* (Fig. 1) provoquée par l'eutrophisation et celle de ses croisements consécutifs avec l'espèce autochtone *Daphnia longispina* (anciennement *Daphnia hyalina* [1]), pour ensuite en déterminer les conséquences pour les populations de daphnies [2].

En tant que représentant majeur du zooplancton, la daphnie constitue depuis très longtemps un objet d'étude privilégié pour les chercheurs. Ainsi, l'émergence dans les années 50 de *D. galeata* aux côtés de l'espèce indigène *D. longispina* dans les lacs a été vite remarquée. Capable de s'hybrider avec diverses espèces du sous-genre auquel appartient *D. longispina* (*Hyalodaphnia*), cette espèce étrangère s'est imposée dans les deux lacs étudiés au point d'y être beaucoup plus fréquente que la daphnie indigène pendant la période d'eutrophisation maximale [3].

## Les hybrides

Lorsqu'il y a croisement entre deux espèces, les descendants sont appelés hybrides. Pour faire la distinction avec l'hybridation pratiquée en biologie moléculaire ou pour la création de nouvelles variétés et races animales ou végétales, le terme d'hybridation interspécifique est également utilisé dans le domaine de la biologie évolutive.

De nombreuses espèces se croisent de temps en temps mais restent différenciées lorsqu'elles disposent de mécanismes permettant de limiter le flux génique. Les hybrides formés peuvent être stériles : dans ce cas, ils n'ont aucune importance d'un point de vue évolutif. C'est par exemple le cas du mulet et du bardot, croisements d'âne et de cheval. Mais il arrive aussi que les hybrides soient au contraire très fertiles et qu'ils soient à l'origine de nouveaux génotypes et espèces. Toutefois, même les hybrides fertiles finissent par disparaître s'ils s'accouplent à nouveau avec l'une des espèces d'origine. Ce faisant, ils provoquent cependant « l'infiltration » de gènes d'une espèce dans l'autre. Dans le cas des daphnies, l'existence d'un tel flux génique (introgression) a pu être démontrée aussi bien dans le lac de Constance que dans le Greifensee [1].

### L'eutrophisation modifie la composition spécifique des lacs.

Dans les deux lacs étudiés, la composition en espèces de daphnies s'est profondément modifiée à compter du début de l'eutrophisation (Fig. 2). Tandis que *D. longispina* stoppait toute reproduction sexuée au lac de Constance pour ne plus y persister que sous forme de populations clonales, elle disparaissait totalement du Greifensee plus fortement fertilisé. Pendant la période d'eutrophisation maximale, une troisième espèce, *D. cucullata*, fit une brève apparition dans ce petit lac. Mais, si elle disparut assez rapidement, son séjour ne resta pas sans conséquences: par hybridation, elle causa l'infiltration de nouveaux gènes dans la population de *D. galeata* (cf. encadré « Hybrides »).

Grâce aux importants efforts fournis dans le domaine de la protection des eaux, les deux lacs ont retrouvé leur statut trophique d'origine depuis le début de ce siècle. Mais les populations de puces d'eau ont été irrémédiablement modifiées et sont aujourd'hui principalement constituées de *D. galeata* et d'une grande variété d'hybrides.

**Les formes de résistance: des archives précieuses.** Dans le cadre de l'étude menée de 2003 à 2008, des carottes sédimentaires ont été prélevées dans les deux lacs. L'alternance de couches claires et foncées bien visibles permet de cerner l'âge des dépôts. Une datation plus précise est obtenue grâce à l'analyse de la radioactivité de carottes de référence. En se formant, les couches sédimentaires ont emprisonné des éphippies, les formes de résistance des daphnies. Ces structures en forme de selle mesurent à peine un demi-millimètre et renferment en général deux œufs. Produites au cours de la saison d'activité, elles se déposent peu à peu au fond du lac où elles s'intègrent au sédiment en formation.

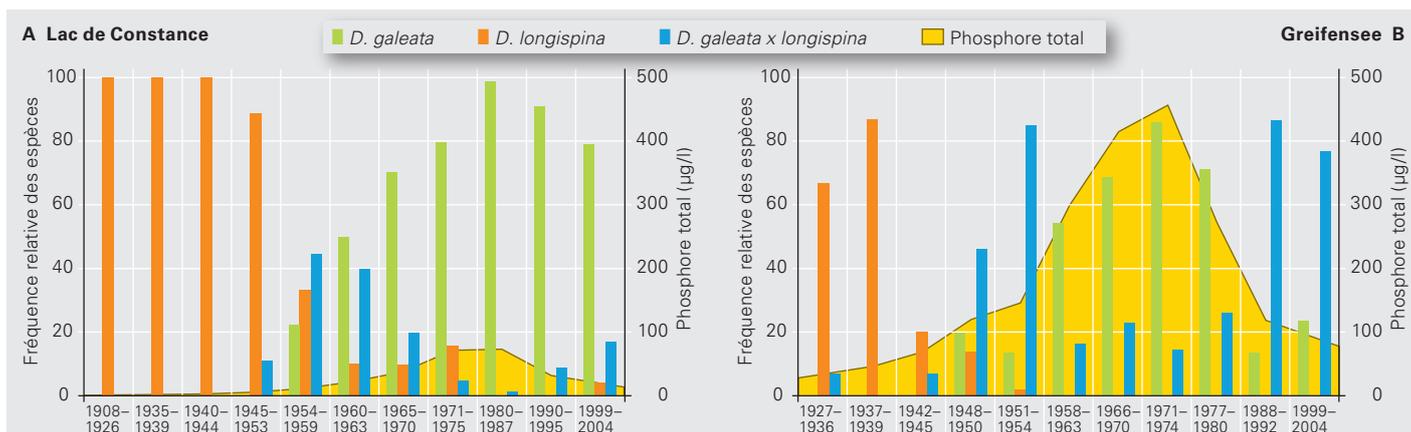
La plupart des espèces de daphnie se reproduisent par parthénogenèse cyclique. C'est-à-dire que sous nos latitudes, elles se multiplient de façon asexuée au printemps et en été et commencent à l'automne à produire des mâles et des femelles capables de reproduction sexuée. Seule cette dernière forme de reproduction livre des éphippies. Les œufs ne commencent en général à se dé-



Piet Spaak, directeur du département d'Ecologie aquatique, recueille une carotte sédimentaire dans le Greifensee.

velopper qu'au printemps et résistent grâce à leur membrane protectrice aux conditions nutritionnelles et thermiques défavorables des mois d'hiver. Les éphippies sont extrêmement résistantes: elles peuvent ainsi traverser sans dommage le tractus digestif des oiseaux d'eau et poissons et ne craignent ni la dessiccation ni le gel. Même au bout de 45 ans d'inertie, il a été possible d'obtenir des daphnies à partir de leurs œufs de résistance. Les œufs plus âgés perdent leur capacité de développement mais leur ADN peut encore être utilisé au bout de 100 ans pour la réalisation d'analyses de génétique moléculaire [4]. Grâce à ces propriétés, les formes de résistance des daphnies constituent donc une archive

Fig. 2: Modification au cours du temps de la fréquence des différentes espèces de daphnie (*D. longispina*, *D. galeata* et *D. galeata x longispina*) dans le lac de Constance (A) et le Greifensee (B). Surface jaune: teneur moyenne en phosphore.



### « Resurrection ecology »

L'obtention de puces d'eau viables à partir d'œufs de résistance vieux de plusieurs dizaines d'années fait inévitablement penser à « Jurassic Park ». D'un point de vue scientifique, cette méthode s'apparente à la « resurrection ecology », une discipline de l'écologie qui travaille en recréant la vie à partir des formes de résistance des organismes et qui est également pratiquée sur d'autres représentants du zooplancton. Chez les copépodes, des animaux vivants ont ainsi pu être obtenus à partir d'œufs vieux de plus de 300 ans. Jusqu'à présent, il n'a pas encore été permis de remonter plus loin dans le temps. Mais contrairement à sa cousine la paléocéologie, la « resurrection ecology » permet non seulement d'analyser l'ADN des organismes étudiés mais aussi de comparer directement l'information génétique avec les propriétés de l'organisme vivant – notamment ses adaptations aux conditions environnementales de son habitat d'origine.

des populations ayant existé dans les lacs au cours des dernières décennies et permettent aux scientifiques de reconstituer les événements du passé (cf. encadré « Resurrection ecology »).

### Une meilleure rapidité d'adaptation grâce à l'hybridation.

On a longtemps pensé que la modification des gènes et donc l'évolution en général était essentiellement le fait de mutations. Or les mutations sont des phénomènes assez rares qui s'avèrent souvent neutres voire défavorables d'un point de vue sélectif. A l'inverse, des séquences génétiques fonctionnelles, recombinaison par hybridation, se sont déjà imposées dans la nature [5]. Une espèce peut de cette manière « récupérer » certains avantages d'une autre – un phénomène déjà largement mis à profit par l'homme pour la création de nouvelles races animales ou variétés végétales.

### Une meilleure tolérance au plomb au siècle dernier.

En conditions environnementales stables, *D. galeata* et *D. longispina* occupent des habitats différents et présentent des adaptations spécifiques à leur niche écologique. *D. longispina* colonise ainsi les grands lacs oligotrophes tandis que *D. galeata* affectionne les petits lacs eutrophes et présente une meilleure tolérance à la chaleur. Les puces d'eau obtenues à partir des œufs de résistance des années passées présentent des adaptations aux conditions qui régnaient alors dans leur environnement. Au lac de Constance, elles rendent parfaitement compte des variations quantitatives et qualitatives de l'offre alimentaire au cours de l'eutrophisation. Ainsi, les daphnies dont les parents vivaient dans le lac lorsque l'eutrophisation y était maximale se développent mieux que les autres en laboratoire si elles sont nourries avec une grande quantité d'algues vertes riches en phosphore. De même, les daphnies écloses à partir des sédiments relativement anciens du Greifensee survivent mieux que celles issues de sédiments récents en présence de fortes concentrations de plomb. Elles étaient apparemment mieux adaptées aux conditions de l'époque.

Les teneurs en plomb dans l'environnement ont fortement chuté depuis la limitation puis l'interdiction de son emploi dans les essences (en 2000).

Les processus micro-évolutifs que nous avons mis en évidence sont l'expression de la forte pression de sélection exercée par les activités anthropiques sur les populations de daphnies via une modification de leur habitat [6]. Nos résultats révèlent cependant aussi l'extraordinaire flexibilité de l'organisme zooplanctonique qu'est la daphnie qui s'avère capable de résister aux périodes défavorables sous sa forme de résistance, comme de s'approprier certaines caractéristiques d'autres espèces par le truchement de l'hybridation. De cette manière, la puce d'eau est en mesure de s'adapter à des modifications même sévères de son environnement. Elle reste de ce fait un organisme modèle de tout premier ordre pour la recherche en écologie et en sciences de l'évolution.

**Mieux vaut préserver que restaurer.** Nos résultats sont sources d'enseignement pour la protection de la nature et des espèces. Ainsi, l'utilité d'un rétablissement des anciennes conditions écologiques dans un habitat semble assez limitée du point de vue de la génétique des populations. En effet, les conséquences de l'invasion du milieu par de nouvelles espèces, de l'hybridation interspécifique et de la sélection naturelle ne sont pas réversibles. Priorité doit donc être donnée à la préservation des espaces non ou peu perturbés par l'homme. Etant donné la portée parfois insoupçonnée des influences anthropiques, il est toutefois permis de s'interroger sur le caractère réellement intact des milieux les plus naturels et la définition d'un état de référence reste une question de recherche d'actualité. Une des missions des scientifiques est donc actuellement de définir le type de protection des habitats susceptible d'offrir à long terme les meilleures chances de succès. ○ ○ ○

- [1] Petrusek A., Hobaek A., Nilssen J.P., Skage M., Cerny M., Brede N., Schwenk K. (2009): A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta* 37, 507–519.
- [2] 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.
- [3] Brede N., Sandrock C., Straile D., Spaak P., Jankowski T., Streit B., Schwenk K. (2009): The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106, 4758–4763.
- [4] Brendonck L., de Meester L. (2003): Egg banks in freshwater zooplankton: Evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84.
- [5] 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* 363, 2805–2811.
- [6] Hairston N.G.Jr., Lampert W., Cáceres C.E., Holtmeier C.L., Weider L.J., Gaedke M.U., Fischer J., Fox A., Post D.M. (1999): Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature* 401, 446.

# Fixation du CO<sub>2</sub> dans les lacs de Brienz et de Lugano

Dans les lacs, du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) est retiré du cycle biogéochimique naturel par stockage sous forme de carbone organique dans les sédiments. Mais quelle est l'influence des teneurs en éléments nutritifs et en oxygène de l'eau sur ce piégeage du CO<sub>2</sub> ? Pour répondre à cette question, des chercheurs de l'Eawag sont allés scruter les eaux des lacs à la « loupe moléculaire ».

En règle générale, les lacs fonctionnent comme des puits de CO<sub>2</sub>. A la surface de la Terre, la synthèse de biomasse végétale s'accompagne en effet d'une capture de CO<sub>2</sub> atmosphérique. Une partie de cette biomasse est contenue dans les lacs, soit du fait d'une formation endogène – sous forme de phytoplancton, algues, roseaux etc. – soit du fait d'apports à partir de leur environnement terrestre. Cette matière organique constitue alors la base du réseau trophique lacustre. Ce processus de formation est lui-même contrebalancé par des processus de dégradation au cours desquels une partie de la matière organique est à nouveau transformée en CO<sub>2</sub> par l'action de microorganismes lors de sa descente dans la colonne d'eau. La partie non dégradée peut quant à elle être emmagasinée dans les sédiments lacustres.

Du fait de cette capacité à fixer le CO<sub>2</sub>, les lacs contribuent à limiter l'effet de serre [1–3]. Les estimations de l'efficacité des lacs en tant que puits de carbone constituent par conséquent un élément central de la modélisation des effets du changement climatique. Nous avons donc cherché à savoir quels paramètres caractéristiques des lacs influençaient la fixation du CO<sub>2</sub>. Nous nous sommes en particulier intéressés à la teneur de l'eau en éléments nutritifs et donc à la bioproduktivité qui en découle (importance de la formation de biomasse), ainsi qu'à son degré d'oxygénation. Dans notre projet de recherche, nous avons comparé deux lacs de niveaux trophiques différents.

**Des biomarqueurs lipidiques pour visualiser les processus de formation et de dégradation de la matière organique.** L'efficacité de stockage de la matière organique dans les sédiments est décrite par le rapport de la teneur en carbone organique disponible dans l'eau sur la quantité de carbone effectivement emmagasiné. Elle dépend donc d'une part de la quantité de biomasse présente : plus la teneur en éléments nutritifs – notamment en phosphates et en nitrates [4] – est élevée, plus la production de biomasse dans le lac est importante. D'un autre côté, l'efficacité de stockage dépend aussi de l'intensité des processus de dégradation microbienne dans la colonne d'eau : si le degré d'oxygénation de l'eau est suffisant jusque dans les couches les plus profondes, le carbone organique peut être presque entièrement minéralisé en CO<sub>2</sub> et seule une infime partie se trouve emmagasinée dans les



Achim Bechtel, minéralogiste, a travaillé au sein du département « Eaux superficielles » de l'Eawag en tant que collaborateur scientifique dans le cadre d'une bourse de la Commission européenne.  
Coauteur : Carsten Schubert

sédiments. Pour notre étude, nous avons donc sélectionné deux lacs très différents de ces points de vue : le lac de Brienz dans l'Oberland bernois est oligotrophe et se caractérise par de faibles teneurs en biomasse et en nutriments (< 5 µg/l de phosphates) et par une bonne saturation en oxygène ; à l'inverse, le lac de Lugano, dans le Tessin, présente des teneurs en éléments nutritifs et en biomasse nettement plus élevées (50–60 µg/l de phosphates) et des conditions anoxiques en profondeur (Fig. 1A).

Notre objectif était de déterminer la composition en lipides de la matière organique particulaire à différentes profondeurs (10, 40, 70, 100, 150 et 200 m de profondeur). L'étude des biomarqueurs lipidiques [5–7] permet d'identifier l'origine de la matière organique et donc d'évaluer la contribution de divers groupes d'organismes à la constitution de la biomasse. Pour notre propos, il importait cependant que ces biomarqueurs permettent de suivre la progression des processus de dégradation. Les échantillons de matières en suspension prélevés au printemps (en juin) et à l'automne 2007 (octobre ou novembre selon les cas) ont ainsi été

Carsten Schubert, chercheur à l'Eawag, prépare le spectromètre de masse pour les mesures et le recharge en azote liquide.



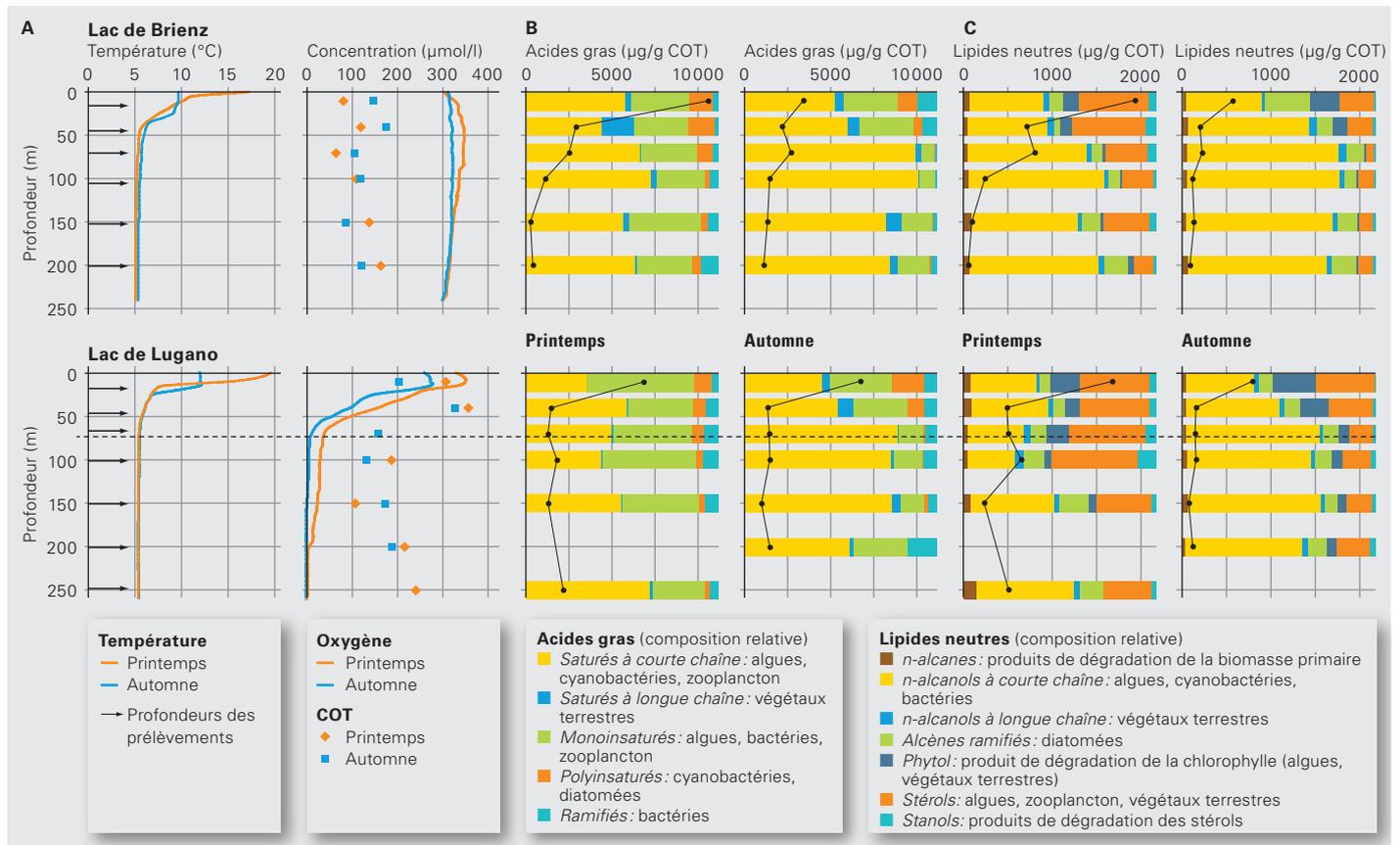


Fig. 1 : Paramètres étudiés en printemps et automne aux différentes profondeurs des lacs de Brienz et de Lugano.

A) Bioproduktivité (exprimée par la quantité totale en carbone organique [COT]) et saturation en oxygène. B) Teneur totale en acides gras (courbes) et composition relative des fractions d'acides gras (barres). C) Teneur totale en lipides neutres (courbes) et composition relative des fractions de lipides neutres (barres). La ligne en pointillés indique la position de la limite de la présence d'oxygène dans l'eau du lac de Lugano.

séparés en deux fractions constituées respectivement des acides gras et des « lipides neutres » dont la composition moléculaire a ensuite été déterminée.

**Analyse détaillée des acides gras.** Dans un premier temps, nous avons analysé la composition et les concentrations en acides gras des deux lacs. Nos résultats livrent les conclusions suivantes :

- Les deux lacs présentent des concentrations similaires en acides gras si on les rapporte à la quantité totale de carbone organique dans l'eau (Fig. 1B, courbes). Par contre, les concentrations absolues en acides gras exprimées en µg par litre d'eau filtrée sont environ 4 fois supérieures dans le lac de Lugano. Ceci reflète nettement la différence de bioproduktivité des deux lacs due à leurs différents niveaux trophiques.
- Les concentrations en acides gras diminuent dans les couches profondes (Fig. 1B, courbes). Parallèlement, les acides gras insaturés gagnent du terrain sur les saturés (Fig. 1B, barres). La biomasse disponible dans le lac est donc de plus en plus dégradée à mesure que la profondeur augmente. Toutefois, les teneurs en acides gras ont tendance à remonter dans les couches profondes du lac de Lugano où la dégradation semble donc se ralentir.

- La fraction d'acides gras des deux lacs est majoritairement composée d'acides gras saturés à chaîne courte et de substances monoinsaturées, ce qui suggère une forte représentation du phytoplancton dans la biomasse. Ainsi, les acides gras monoinsaturés à 16 atomes de carbone sont des marqueurs de diatomées. Nous avons constaté une forte présence de ces substances dans la zone euphotique du lac de Brienz au printemps et à l'automne. La zone euphotique est la couche supérieure du lac traversée par la lumière dans laquelle la photosynthèse est encore possible. Seule une faible partie de la matière organique provient de végétaux terrestres, reconnaissables à leurs acides gras à chaîne longue entrant dans la composition des cires (Fig. 1B, barres).
- Les acides gras ramifiés sont des biomarqueurs de biomasse d'origine bactérienne. Nous avons observé une augmentation relative de ces substances dans le lac de Lugano à la limite entre les eaux riches en oxygène et la zone anoxique à environ 70 m de profondeur (printemps) et en eau profonde (automne). Les teneurs relativement élevées en acides gras ramifiés dans les eaux profondes anoxiques du lac de Lugano indiquent la présence de bactéries actives en l'absence d'oxygène.
- Les acides gras polyinsaturés révèlent la présence de cyanobactéries (= algues bleues, bactéries à activité photosynthétique)

et de diatomées. Ceux présentant 18 atomes de carbone proviennent de cyanobactéries. Ces substances ont été notamment observées au printemps dans la zone euphotique du lac de Lugano. Par contre, les acides gras polyinsaturés observés dans le lac de Brienz et à l'automne dans la zone euphotique du lac de Lugano provenaient principalement de diatomées.

► La forte augmentation des teneurs en acides gras saturés à courte chaîne et à 18 atomes de carbone dans les deux lacs suggère une augmentation de la représentation du zooplancton dans la biomasse des zones profondes de la colonne d'eau au moment des prélèvements d'automne (Fig. 1B, barres).

**Analyse détaillée des lipides neutres.** L'étude des fractions de lipides neutres – alcools, alcanes, alcènes, etc. – livre également des informations très intéressantes. Voici nos principales observations :

► Comme c'était le cas des acides gras, les teneurs en lipides neutres augmentent avec la profondeur (Fig. 1C, courbes) et sont le reflet des processus de dégradation de la biomasse dans la colonne d'eau.

► La prépondérance des composés à courte chaîne par rapport aux lipides à longue chaîne dans les *n*-alcanols (hydrocarbures saturés à un ou plusieurs groupements hydroxyle) confirme le résultat livré par les acides gras selon lequel la biomasse disponible dans le lac est principalement d'origine phytoplanctonique, les végétaux terrestres n'y contribuant que très peu (Fig. 1C, barres).

► Nous avons détecté des alcanols d'origine microbienne (*n*-alcanols ramifiés à 15 et à 17 atomes de carbone) dans la totalité des échantillons.

► Entrant dans la composition de la chlorophylle, le phytol est un marqueur caractéristique des organismes photosynthétiques. Il n'est donc guère surprenant de voir sa présence concentrée sur les couches supérieures des deux lacs.

► Les stérols sont des composants des membranes cellulaires végétales dont la structure diffère selon les groupes d'organismes. Ainsi, les sitostérols sont considérés comme des marqueurs de végétaux terrestres tandis qu'un certain stérol à 28 atomes de carbone est caractéristique des diatomées. Ces deux stérols ont été observés aussi bien dans le lac de Brienz que dans celui de Lugano dans les échantillons prélevés au printemps. Les échantillons automnaux sont quant à eux beaucoup moins riches en stérols végétaux. Leur fraction lipidique est par contre dominée par le cholestérol, ce qui indique une forte contribution du zooplancton à la formation de biomasse, notamment dans les eaux les plus profondes.

► Le rapport stanols sur stérols augmente avec la profondeur, ce qui semble correspondre à une progression de la dégradation de la matière organique le long de la colonne d'eau.

► Nous avons d'autre part observé une assez forte représentation d'alcènes ramifiés, également considérés comme indicateurs de diatomées.

**Conclusions sur la dynamique de la matière organique et sur la fixation du CO<sub>2</sub>.** Quelles conclusions pouvons-nous tirer de nos résultats ? Comme nous nous y attendions, la production de

matière organique est moindre dans le lac assez pauvre de Brienz que dans le lac eutrophe de Lugano. En même temps, cette matière organique est mieux dégradée dans le lac de Brienz, la quantité de carbone organique emmagasinée dans les sédiments du lac de Lugano étant donc globalement plus importante. A première vue, le lac de Lugano est donc le meilleur puits de CO<sub>2</sub>. Mais la médaille a son revers : l'écosystème du lac de Lugano est en fort déséquilibre depuis les années 1970. Jusqu'à la fin des années 80, ses teneurs en nutriments n'ont cessé d'augmenter sous l'effet des activités anthropiques. Les efforts fournis depuis pour la protection de l'environnement commencent à produire quelques effets mais le lac présente encore une production de biomasse anormalement forte et des modifications de la composition du phytoplancton et du zooplancton doivent être constatées. Notre analyse des lipides prouve notamment que le phytoplancton du lac de Lugano est majoritairement composé de cyanobactéries, qui peuvent fortement altérer la qualité de l'eau, et d'algues vertes tandis que les diatomées dominent dans le lac oligotrophe de Brienz. En relation avec sa forte teneur en nutriments, le lac de Lugano ne présente que dans ses couches supérieures des conditions d'oxygénation similaires à celles du lac de Brienz (Fig. 1A). En dessous de 70 m de profondeur, ses eaux sont quasiment dépourvues d'oxygène. C'est d'un côté ce qui explique la moindre dégradation de la matière organique en son sein. D'un autre côté, une certaine forme de transformation microbienne de la matière organique reste possible dans ces conditions anoxiques. Le gaz produit n'est alors plus du CO<sub>2</sub> mais du méthane, un gaz à effet de serre ~20 fois plus puissant. Ceci vient quelque peu ternir l'image du lac de Lugano en tant que puits majeur de carbone. Dans l'ensemble, notre étude montre que la transformation du carbone et donc la fixation du CO<sub>2</sub> dans les lacs est fortement dépendante de la teneur de l'eau en éléments nutritifs et en oxygène. ○ ○ ○

- [1] Dean W.E., Gorham E. (1998): Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538.
- [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] Sobek S. (2009): Séquestration du CO<sub>2</sub> dans les sédiments lacustres. *Eawag News* 66, 10–12.
- [4] Müller B., Finger D., Sturm M., Prasuhn V., Haltmeier T., Bossard P., Hoyle C., Wüest, A. (2007): Present and past bio-available phosphorus budget in the ultra-oligotrophic Lake Brienz. *Aquatic Sciences* 69, 227–239.
- [5] Bechtel A., Schubert C.J. (2009): Biogeochemistry of particulate organic matter from lakes of different trophic levels in Switzerland. *Organic Geochemistry* 40, 441–454.
- [6] Pearson E.J., Farrimond P., Juggins S. (2007): Lipid geochemistry of lake sediments from semi-arid Spain: Relationships with source inputs and environmental factors. *Organic Geochemistry* 38, 1169–1195.
- [7] Wakeham S.G., Amann R., Freeman K.H., Hopmans E.C., Jørgensen B.B., Putnam I.F., Schouten S., Sinninghe Damsté J.S., Talbot H.M., Woebken D. (2007): Microbial ecology of the stratified water column of the Black Sea as revealed by a comprehensive biomarker study. *Organic Geochemistry* 38, 2070–2097.

# Les raisons de la longue absence de brassage dans le Lac de Lugano

En 2009, l'Eawag publiait une étude sur le régime de brassage du lac de Lugano. Rolf Kipfer, directeur du département « Ressources aquatiques et eau potable » et professeur titulaire à l'ETH de Zurich, nous explique dans un entretien comment l'eutrophisation et les changements climatiques peuvent influencer sur le brassage des eaux des lacs.

## Qu'est-ce qui a motivé cette étude sur le lac de Lugano ?

Le motif a été que les eaux du lac de Lugano ne s'étaient pas mélangées depuis près de 40 ans et que sa couche profonde était pratiquement dépourvue d'oxygène.

## Comment le savait-on ?

Le canton du Tessin a toujours pris des mesures sporadiques de la température, de la teneur en oxygène et de la conductivité de l'eau à différentes profondeurs. Ces paramètres sont même mesurés tous les quinze jours depuis 1991. D'autre part, l'Eawag a déjà mené des campagnes de prélèvements dans le lac de Lugano. A partir de ces données, nous avons suivi l'évolution du lac et de son degré d'oxygénation. Et en hiver 2005, des traces d'oxygène ont tout d'un coup été mesurées pour une courte période de temps dans les eaux les plus profondes.

## Est-ce que cela veut dire qu'un brassage s'était produit ?

Oui, mais le brassage de 2005 a été bref et n'a marqué que l'amorce d'un changement. C'est seulement l'hiver suivant que le lac de Lugano a connu un brassage important qui s'est étalé sur deux mois.

## Est-il normal que le lac de Lugano se mélange aussi rarement ?

Il ne s'agit certainement pas d'un lac qui se mélange deux fois par an au printemps et à l'automne comme le font de nombreux lacs peu profonds sous nos latitudes. Cette inertie est due au fait qu'il est étroit et profond et présente peu de courants. Mais c'est certainement à cause de l'eutrophisation qu'il lui a fallu tant de temps cette fois-ci.

## Une augmentation des apports de nutriments dans un lac peut donc avoir une influence sur les processus physiques tels que le brassage ?

Exact.

## Comment expliquer ça ?

Les conditions géochimiques au sein du lac de Lugano ont été considérablement modifiées par l'apport croissant de nutriments pendant la deuxième moitié du siècle dernier. Il s'est tout d'abord

produit une augmentation de la production primaire, ce qui a entraîné une consommation totale de l'oxygène présent au fond du lac. Dans ces nouvelles conditions d'anoxie, des ions se sont libérés des sédiments. Le lac s'est ainsi rechargé par le fond en ions dissous, ce qui a augmenté la densité et la conductivité des eaux profondes. Du fait de ce gradient de salinité vers le bas, le lac s'est stabilisé chimiquement et s'est trouvé dans l'impossibilité de se mélanger. C'est une des conséquences typiques de l'eutrophisation.

## Et cette situation n'a pas pu être renversée par le développement de la protection des eaux et la construction des stations d'épuration à partir du début des années 1970 ?

En partie oui, mais uniquement dans les couches supérieures. Mais comme le lac est très profond et que le gradient de salinité, c'est-à-dire la stratification, était très stable, aucun brassage important n'était possible. Il n'a pu se produire qu'à la faveur des hivers relativement froids de 2005 et 2006. Et c'est pour décryp-

« C'est à cause de l'eutrophisation qu'il a fallu attendre si longtemps pour qu'un brassage total se produise. »





« Le brassage en lui-même n'est pas un critère d'évaluation de l'état des lacs. »

ter les mécanismes et les causes du phénomène que nous avons réalisé notre étude.

**Vous avez pour cela analysé en détail les données recueillies par le canton en remontant de 2006 à 1991. Qu'en avez-vous tiré ?**

Prenons tout d'abord les températures. Nous avons pu voir que pendant toutes ces années, les eaux profondes ont été progressivement réchauffées par les roches sous-jacentes. Et des apports de chaleur se faisaient également par le haut, sous l'effet des transports turbulents dans le lac.

**Et l'eau réchauffée se déplace alors vers le haut ou vers le bas ?**

Non, en tout cas pas sur de longues distances. C'est plutôt la chaleur qui est transportée verticalement de paquet d'eau en paquet d'eau sous l'effet de micro-turbulences. Ce n'est qu'en hiver, lorsque les températures s'égalisent entre la couche supérieure et les eaux du fond, ou même lorsque la température de surface devient inférieure à celle du fond, que les conditions sont réunies pour un déplacement vertical de grande envergure, c'est-à-dire pour un brassage des eaux du lac. Dans le lac de Lugano, il a fallu attendre jusqu'à 1999 pour que cette situation se présente.

**Pourquoi a-t-il encore fallu six ans pour que le brassage se produise réellement ?**

A cause de la grande stabilité chimique atteinte dans le lac. Les données de conductivité nous ont révélé que de 1999 à 2005, les eaux de surface faiblement conductives se sont mêlées lente-

ment mais sûrement aux couches inférieures, annulant peu à peu le gradient de densité. C'est ainsi que la stabilité chimique s'est effondrée en 2005-2006. Et c'est seulement maintenant que le refroidissement hivernal a été suffisant pour déclencher le processus de brassage.

**Les eaux profondes du lac de Lugano sont-elles à nouveau bien oxygénées ?**

Probablement pas. Car dès fin 2006, leur teneur en oxygène était déjà à nouveau pratiquement nulle. La phase d'anoxie a été très longue et ces eaux contiennent encore trop de composés réduits qui consomment immédiatement l'oxygène disponible – même si de nouveaux apports sont assurés en permanence par le brassage.

**Vous avez essayé de déterminer la quantité d'eau profonde qui s'est échangée ?**

En effet. D'après nos calculs, environ la moitié du volume d'eau profonde a été renouvelé.

**Pour ce calcul, vous avez utilisé ce que l'on appelle des gaz traceurs conservatifs ?**

Oui, après avoir constaté pendant l'hiver 2005 qu'un brassage s'était enfin produit dans le lac de Lugano, nous avons prélevé des échantillons aux printemps 2005 et 2006 pour effectuer une analyse des traceurs. De plus, nous disposons des résultats d'une campagne d'étude de traceurs effectuée par l'Eawag en 2001.

**Qu'est-ce exactement qu'un traceur conservatif ?**

Il s'agit d'un composé transporté avec les eaux en cours de brassage sans être dégradé ou consommé comme le serait l'oxygène. Les traceurs donnent donc une image du comportement qu'aurait l'oxygène s'il était conservatif. Ils permettent donc de calculer l'importance des échanges de gaz et de déterminer la quantité d'eau échangée.

**Et ce type de traceur est naturellement présent dans l'eau des lacs ?**

Ils sont présents dans les lacs, mais pas de façon naturelle. Ils ont en partie été apportés par l'homme dans l'environnement et peuvent provenir d'applications techniques comme le SF<sub>6</sub>, un gaz trace comportant du soufre et six atomes de fluor. Il a été conçu pour être inerte chimiquement car il était utilisé dans les installations électriques pour la coupure des arcs électriques. Ou bien les chlorofluorocarbones, les fameux CFC utilisés dans les systèmes réfrigérants.

**Vous avez donc fait de nécessité vertu ?**

Malheureusement oui. En général, ces gaz sont très bien étudiés. On sait comment leur concentration atmosphérique a évolué avec les années et on peut facilement les suivre dans l'eau. En effet, par le biais d'échanges gazeux, l'eau est en interaction permanente avec l'atmosphère. Il est donc possible de savoir à quel moment une certaine couche d'eau a été en contact pour la dernière fois avec l'atmosphère.



Christian Holzner au cours d'une séance de prélèvements. Le projet sur le brassage du lac de Lugano faisait partie de sa thèse de doctorat.

### On parle aussi « d'âge de l'eau » dans ces cas-là.

C'est vrai. Mais il vaut mieux éviter d'utiliser ce concept dans l'argumentation même si ce serait plus intuitif. Il faut toujours se référer aux concentrations. Car contrairement à l'âge de l'eau, les concentrations se combinent de façon linéaire. Cela veut dire que si je mélange deux mêmes quantités d'eau de concentrations différentes, j'obtiens une solution dont la concentration sera la moyenne des deux autres. Mais si je mélange une eau au SF<sub>6</sub> âgée de cinq ans avec une eau au SF<sub>6</sub> âgée d'un an, je n'obtiens en aucun cas une eau de trois ans. C'est pourquoi il faut être prudent quand on parle d'âge de l'eau.

### Maintenant que les différences de concentration se sont atténuées dans le lac de Lugano, est-ce que les brassages seront plus fréquents ?

Il est évident que le lac de Lugano fonctionne maintenant bien différemment que pendant les 30 à 40 dernières années. Grâce au brassage qu'il a connu, une grande restructuration écologique s'est produite et un transport d'eau vertical est à nouveau possible. Je ne sais pas comment se comportait le lac de Lugano avant l'eutrophisation mais je suppose que les brassages se produisaient sporadiquement à quelques années d'intervalle. Je pense qu'un tel rythme devrait à nouveau s'installer.

### Vous avez pourtant élaboré un modèle prévisionnel.

Nous nous en sommes servis pour évaluer le régime de brassage pour différents scénarios climatiques. Il faudra attendre plusieurs décennies pour savoir si nos prévisions sont justes.

### Et quels pourraient être les effets des changements climatiques ?

Certains scientifiques pensent que nos lacs se mélangeront moins fortement suite au réchauffement climatique. L'argument avancé est toujours le même : les eaux de surface vont se réchauffer, ce qui accroîtra le gradient de densité et rendra un brassage plus difficile. C'est vrai, mais uniquement pour la phase de transition entre la situation actuelle et celle à venir.

### Et que se passera-t-il quand cet état futur sera atteint ?

La différence de température entre l'été et l'hiver devrait alors être du même ordre de grandeur que maintenant, simplement à un régime plus élevé. Etant donné que les eaux profondes seront plus chaudes elles aussi, c'est-à-dire par exemple 7°C au lieu des 4°C actuels, il me semble tout à fait concevable que les lacs connaîtront un meilleur brassage qu'aujourd'hui. Pour la simple raison que les petites variations de température auront plus d'effet sur la densité à 7°C qu'elles ne l'ont à 4°C et que l'eau descendra immédiatement.

### Est-ce que je dois en conclure que les changements climatiques auront un effet positif sur le régime de brassage des lacs ?

Non, il serait faux de le dire. La question qui se pose est plutôt de savoir si un brassage plus fréquent reste naturel. Mais le brassage en lui-même n'est pas un critère d'évaluation de l'état des lacs. Il faut considérer l'ensemble des processus.

### Comment allez-vous poursuivre vos recherches sur le lac de Lugano ? Avez-vous prévu d'autres campagnes d'étude par traceurs ?

Pas pour le moment. Mais je pense qu'il serait effectivement temps de le faire. De telles données de long terme sont extrêmement précieuses. Et comme le lac de Lugano se comporte aujourd'hui très différemment des dernières décennies, il serait pertinent de le suivre.

### Une dernière question : que fait aujourd'hui Christian Holzner, le premier auteur de cette étude ?

Après avoir terminé sa thèse à l'Eawag, il a été recruté par l'Office fédéral de l'énergie où on essaie de savoir comment la Suisse pourra à l'avenir couvrir ses besoins énergétiques. Christian analyse les facteurs techniques, économiques et politiques qui influent sur la sécurité de l'approvisionnement énergétique à l'intérieur de la Suisse et en provenance de l'étranger. ○ ○ ○

*L'entretien avec Rolf Kipfer a été mené par Martina Bauchrowitz.*

Holzner C.P., Aeschbach-Hertig W., Simona M., Veronesi M., Imboden D.M., Kipfer R. (2009) Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology & Oceanography* 54, 1113–1124.

## Épuration décentralisée : le modèle du futur ?

Pour le moment, les systèmes décentralisés de traitement des eaux jouent un rôle plutôt marginal en Suisse où ils ne sont utilisés que dans les régions reculées ne disposant pas d'accès aux égouts. Mais dans quel contexte auraient-ils une chance de se développer en Suisse et dans les autres pays industrialisés ? Et quelle est la situation dans les pays en développement ? Nous avons recueilli l'avis de professionnels et de chercheurs.

Que ferions-nous si nous devions entièrement reconstruire le système d'assainissement de la Suisse ? Telle est la question que s'était posée un petit groupe de chercheurs et de professionnels réunis il y a une bonne dizaine d'années dans un workshop de l'Eawag. « A l'époque, nous étions tous d'avis que nous reconstruirions un système centralisé », raconte Max Maurer, chef du Département de gestion des eaux urbaines. « Pour la bonne et simple raison que c'était le seul système que nous connaissions vraiment et non pas parce que nous pensions qu'il s'agissait de la solution idéale. » Mais les esprits ont bien évolué depuis et l'Eawag s'intéresse de plus en plus aux solutions alternatives et en particulier aux systèmes décentralisés de traitement des eaux.

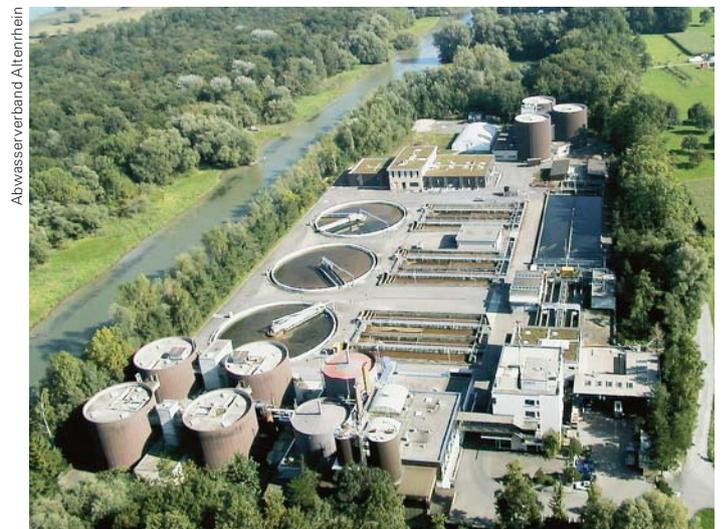
Ses activités dans ce domaine interviennent à plusieurs niveaux : elles vont de la conception technique et financière de systèmes robustes à leur évaluation dans le cadre d'essais pilotes pour aboutir à la mise en place d'installations décentralisées bien réelles, notamment dans les pays en développement. Les aspects les plus divers sont étudiés dans les moindres détails : collecte et traitement séparés des urines, recyclage des éléments nutritifs et production de fertilisants, recyclage des eaux usées – par le biais de mini-stations d'épuration individuelles –, modèles d'analyse coûts/bénéfices tenant compte d'incertitudes de planification telles que la croissance démographique, la disponibilité des ressources hydriques et les changements climatiques. Mais jusqu'à quel point la recherche peut-elle être concrète ? Que pensent les professionnels des concepts d'épuration décentralisée ? Et quelle est la plus-value des installations décentralisées par rapport aux solutions collectives ? Autant de questions sur lesquelles divers chercheurs et professionnels se sont exprimés.

**Disponibilité de la ressource en eau.** Autrefois considérées comme trop peu efficaces, les technologies de traitement décentralisé des eaux usées ont fait un véritable bond en avant au cours des dix dernières années. La discussion sur la disponibilité de la ressource en eau a été un moteur important de cette évolution. Il est en effet difficile de gérer une station d'épuration collective lorsque les apports d'eau sont faibles. C'est principalement dû aux matières solides (matières fécales, papier toilettes) qui nécessitent de grandes quantités d'eau pour leur transport. A l'échelle

de la Planète, les nouveaux concepts d'assainissement ont donc un rapport de plus en plus étroit avec la raréfaction de la ressource en eau, déclare Tove Larsen qui dirige l'équipe « Concepts » du Département de gestion des eaux urbaines. De plus, les changements climatiques et l'augmentation de la population mondiale viennent encore aggraver la situation. Les problèmes très concrets qui se posent déjà en Australie, aux Etats Unis, au Canada et en Asie en sont la parfaite illustration (cf. carte de la situation mondiale, p. 20).

**La nécessité d'un recyclage de l'eau.** Comme la Suisse, l'Ouest des Etats Unis est majoritairement équipé de systèmes centralisés de collecte et de traitement des eaux. Il existe pourtant une très grande différence entre ces deux régions, explique Richard Luthy, professeur de génie civil et environnemental à l'Université de Stanford en Californie. Alors que la Suisse n'utilise que 5 % de ses réserves en eau, l'Ouest américain consomme la quasi-totalité de sa ressource. « C'est pour cette raison que nous nous intéressons fortement aux possibilités de recyclage de l'eau »,

Existe-t-il une alternative à l'épuration centralisée ?



Abwasserverband Altemrhein

### Des eaux usées pour la douche

Dans une nouvelle étude pilote initiée par l'Empa et en collaboration avec la Haute Ecole des Arts de Zurich et la Haute école spécialisée du Nord-Ouest de la Suisse, l'Eawag s'intéresse très concrètement au problème du recyclage de l'eau. Les chercheurs ont imaginé un mobil-home autarcique en eau et en énergie conçu pour les activités de bureau et l'habitation baptisé « Self ». En plus d'un système spécial pour l'eau potable, l'Eawag y applique une stratégie de réutilisation des eaux usées dans laquelle un système d'épuration biologique membranaire traite les eaux souillées (eaux grises) à un degré permettant leur utilisation pour la douche, la vaisselle et les toilettes. Pour le moment, les eaux vannes issues des toilettes ne sont pas encore incluses dans ce cycle mais il est prévu de mettre en place une collecte et un traitement séparés des urines et des matières fécales.



« Self », le mobil-home autarcique en eau et en énergie.

déclare Luthy. « L'ennui, c'est que les stations d'épuration sont généralement situées à l'écart et en contrebas des agglomérations, la déclivité étant mise à profit pour le transport. Pour pouvoir réutiliser l'eau, il faudrait donc la faire remonter à grand renfort d'énergie vers son lieu d'origine. » Richard Luthy, qui a séjourné à l'Eawag fin 2009, est certain que les systèmes décentralisés d'assainissement pourraient aider à résoudre le problème. Fort de cette conviction, il souhaite lancer un important projet de recherche sur le sujet en Californie.

Peter Wilderer, professeur émérite de l'Université technique de Munich et lauréat du prestigieux Stockholm Water Prize, voit également le principal atout des systèmes décentralisés dans la possibilité d'utilisation répétée de l'eau prélevée dans la nature. Mais d'après lui, ces systèmes ne parviendront à s'implanter dans les pays en développement que si l'Allemagne, la Suisse et d'autres pays industrialisés donnent tout d'abord l'exemple. « Pour cela, nous devons mettre davantage de projets pilotes en place chez nous », conclut Wilderer.

### Des stations d'épuration de la taille d'une machine à laver.

« Je rêve encore d'une station d'épuration à usage individuel que

l'on pourrait installer dans sa cave comme une simple machine à laver et qui pourrait traiter les effluents en assurant un recyclage presque total des matières nutritives », nous confie Martin Würsten, président de l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA) et chef de l'Office de l'environnement du canton de Soleure. « Des progrès importants ont été faits, mais dans l'ensemble, les installations de ce type ne sont pas encore tout à fait au point et nous en sommes encore au stade des essais pilotes », précise Würsten.

**Nutriments.** « Si nous parvenons à séparer de façon systématique les différents flux d'eaux usées, par exemple en récupérant les urines qui sont très riches en nutriments, nous pouvons nous occuper de manière très spécifique de l'azote et du phosphore », déclare Tove Larsen, la responsable de « Novaquatis », le projet de l'Eawag sur la séparation des urines qui s'est achevé en 2007. « L'azote pose de nombreux problèmes environnementaux », poursuit Tove Larsen, « notamment en favorisant l'eutrophisation des milieux aquatiques continentaux et littoraux. Mais il ne faut pas non plus oublier son impact dans le gaz à effet de serre, le N<sub>2</sub>O (gaz hilarant), qui se forme notamment lors des processus de dénitrification (transformation des nitrates NO<sub>3</sub> en azote moléculaire N<sub>2</sub>). C'est pourquoi il est particulièrement important d'élaborer des systèmes décentralisés, et durables, de traitement de l'azote qui n'émettent pas de N<sub>2</sub>O ». Cela peut se faire soit en équipant les installations d'un système de lavage des gaz, soit en évitant la dénitrification des composés azotés en les concentrant immédiatement pour la fabrication ultérieure de fertilisants. C'est à l'étude de ce procédé que se consacre actuellement Kai Udert, ingénieur des procédés à l'Eawag. Après nitrification et concentration, on obtient du nitrate d'ammonium, un engrais sans aucun risque sanitaire. « Ce procédé, qui pourrait très rapidement être adopté dans la pratique, permet de résoudre de nombreux problèmes à la fois », déclare Udert avec conviction.

Indépendamment des problèmes d'eutrophisation, la gestion du phosphore est marquée par le caractère limité des ressources qui pourraient être épuisées dans moins d'un siècle. Il est donc particulièrement intéressant de le récupérer dans les urines. Le procédé le plus prometteur est celui de la précipitation de la struvite que l'Eawag a étudié et testé dans ses moindres détails dans le cadre du projet « Novaquatis ». Dans cette technique, un ajout de magnésium dans l'urine provoque la formation d'un précipité de struvite (phosphate ammoniaco-magnésien) qui peut être directement utilisé comme fertilisant.

Des procédés permettant le recyclage des nutriments sont donc déjà disponibles. De plus, d'après les calculs de l'Eawag, leur mise en œuvre permettrait à coût équivalent une meilleure préservation des ressources et de l'environnement qu'une élimination des nutriments au niveau des stations d'épuration centralisées. A condition, bien entendu, que ces technologies passent en production de masse.

**Infrastructure existante.** C'est justement pour protéger les milieux aquatiques des rejets indésirables d'azote et de phosphore que la Suisse et de nombreux pays industrialisés ont développé

### Les micro-stations d'épuration au banc d'essai

Ces trois dernières années, les techniciens des procédés de l'Eawag ont pu faire une première expérience des micro-stations d'épuration grâce à l'étude pilote d'un bioréacteur membranaire installé dans une maison individuelle en Suisse. Christian Abegglen, qui a accompagné le projet dans le cadre de sa thèse de doctorat, et les habitants du pavillon sont plutôt satisfaits des résultats. Même si nous avons connu quelques pannes, un système décentralisé de ce type peut aujourd'hui avoir un rendement d'épuration tout à fait comparable à une installation collective, résume Christian Abegglen. Et ce, bien que les systèmes individuels doivent répondre à des exigences bien plus contraignantes que les stations de grande taille : pointes de pollution plus marquées (toilette matinale), périodes prolongées d'absence de charge (vacances), fortes concentrations de micropolluants (médicaments) et de toxiques (produits d'entretien) etc.

En tant qu'ingénieur, Christian Abegglen constate encore un important besoin de recherche et d'innovation pour l'élimination des phosphates et la maîtrise de la consommation en énergie qui est encore nettement plus élevée dans les micro-stations que dans les grandes. Ces deux aspects pourraient être optimisés grâce à des processus électrochimiques. Kai Udert, scientifique au Département de technologie des procédés de l'Eawag, cherche ainsi à améliorer le bilan énergétique des petits systèmes. Des essais sont actuellement menés pour tenter de scinder l'ammonium des urines en azote et en hydrogène afin d'utiliser ce dernier pour la production d'énergie dans une cellule électrochimique.

Patrick Lüthy, Imagopress



Une piste à ne pas négliger : une micro-station d'épuration expérimentale dans une maison individuelle en Suisse.

leur parc de stations d'épuration au cours des années 1970. Pour Peter Hunziker, membre du bureau de la VSA et directeur d'un bureau d'ingénieurs spécialisé dans les questions d'assainissement, une chose est claire : « Le développement de systèmes décentralisés ne doit pas se dérouler au détriment des stations d'épuration existantes et en faire augmenter les frais de gestion. » En effet, le coût par habitant est d'autant plus faible que le dimensionnement des différentes étapes de traitement en station collective est grand. De plus, les capacités des stations existantes ne seraient pas encore entièrement exploitées et l'installation de nouveaux traitements pour faire face à de nouveaux problèmes environnementaux, comme celui des micropolluants, pourrait se faire à moindre frais. Mais Peter Hunziker considère avec de nombreux collègues que dans certaines situations, les systèmes décentralisés pourraient constituer une bonne solution même en Suisse. Par exemple, pour l'assainissement de constructions qui n'ont pas encore pu être raccordées au réseau ou lorsqu'une station d'épuration arrive en fin de vie. Il conviendrait alors de bien comparer les coûts des différents scénarios envisageables.

**Incertitudes de planification.** Ce genre de calculs comporte toutefois un grand nombre d'incertitudes. L'une d'entre elles est la croissance démographique. Etant donné que son évolution dans certaines régions marginales est difficilement prévisible, les systèmes décentralisés pourraient y constituer une solution intéressante. Une telle approche permettrait d'éviter d'investir inutile-

ment dans des infrastructures qui s'avèreraient surdimensionnées si par exemple une dégradation de la situation économique venait à provoquer une vague d'émigration. Ce genre de problème se pose par exemple dans certaines régions d'Allemagne où la population a baissé de 40 à 50 % en quelques années. « Dans ces situations, un système d'assainissement centralisé doté d'un réseau d'égout de grande envergure devient très coûteux sans pour autant que les prestations soient meilleures », déclare Max

La durabilité à l'état pur : la struvite, un nouvel engrais à base d'urine.



Maurer qui s'intéresse tout particulièrement à la prise en compte des incertitudes de planification.

Max Maurer souhaite définir des critères permettant d'identifier les situations convenant à un système d'assainissement collectif ou au contraire mieux gérables par une approche décentralisée. Il part alors du principe que les systèmes décentralisés présentent une meilleure flexibilité et qu'ils permettent de réagir plus rapidement aux problèmes qui se poseront dans un avenir incertain. Autrement dit, il considère qu'il est d'autant plus judicieux de miser sur l'épuration décentralisée que les incertitudes sont grandes. L'avantage d'une telle approche modulaire est d'éviter les surcapacités et de permettre d'investir assez spontanément en fonction des circonstances. A l'inverse, une station d'épuration centralisée peut être plus économique à la construction mais engendrer sur 30 à 40 ans des coûts globalement plus importants par habitant. L'objectif de Max Maurer est donc de définir des critères financiers aisément comparables qui tiennent compte aussi bien des incertitudes pour l'avenir que de la flexibilité des systèmes. « La flexibilité a une valeur et elle doit être exprimée en termes monétaires », souligne-t-il. En plus des aspects démographiques et économiques, d'autres éléments doivent être pris en compte dans les incertitudes de planification, comme les changements climatiques ou les nouvelles exigences en matière d'épuration par exemple. Il est d'autre part prévu d'appliquer cette méthode de comparaison des systèmes centralisés et décentralisés aux pays en développement. C'est en effet très souvent dans ces pays que les incertitudes sont les plus grandes.

#### Des avantages spécifiques pour les pays en développement.

Le fait de pouvoir agrandir progressivement les systèmes d'épu-

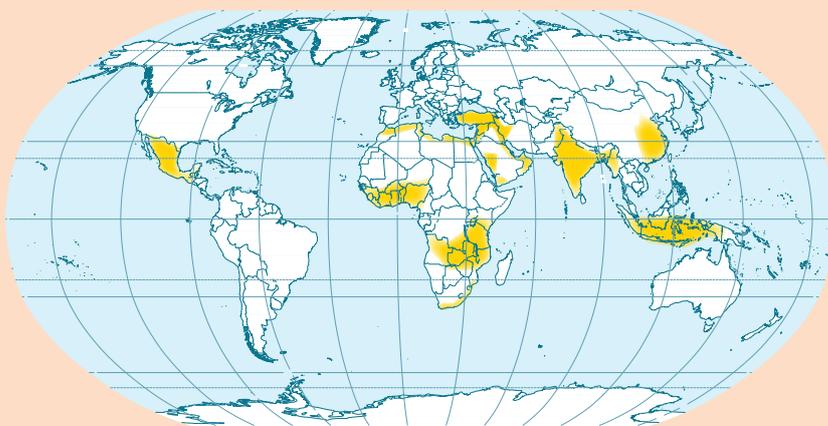
ration décentralisée et donc de pouvoir répartir sur la durée les investissements à fournir est également un avantage non négligeable pour les pays en développement. D'autre part, il est moins risqué de disperser l'épuration sur plusieurs unités que de miser sur le bon fonctionnement d'une seule station. « En effet, dans les pays en développement, le manque d'une seule pièce détachée peut compromettre le fonctionnement de tout un système », nous explique Christian Zurbrügg, chef du département « Eau et assainissement dans les pays en développement ». Si une telle panne se produit dans une station d'épuration collective, les effets peuvent être considérables.

Mis à part ces deux aspects, la flexibilité est selon Christian Zurbrügg le principal atout de l'épuration décentralisée. « Si par exemple on se trouve dans une région dans laquelle l'eau doit être récupérée pour l'irrigation des cultures, le système d'épuration peut être optimisé pour assurer l'élimination des pathogènes et la conservation des éléments nutritifs. Si par contre, le milieu aquatique de la région est déjà eutrophisé, il faudra également éliminer les nutriments. Enfin, dans les zones industrialisées qui produisent des effluents très pollués, le système pourra être spécialement adapté aux pollutions à traiter », poursuit-il. C'est pour cet ensemble de raisons qu'une grande partie du travail de l'Eawag dans les pays en développement consiste à optimiser installations et procédés et à les adapter aux besoins spécifiques.

**Masterplans.** Une autre activité de l'Eawag dans les pays en développement consiste à conseiller les pouvoirs publics et à développer avec eux des plans d'aménagement pour l'assainissement. En effet, s'il existe déjà de nombreuses solutions décentralisées individuelles au niveau des ménages ou de groupements

#### Systemes décentralisés: un nouveau secteur industriel ?

Dans le cadre de l'étude « OST – Onsite Treatment », un projet commun des départements de Recherche sur les innovations dans les industries de réseau et de Gestion des eaux urbaines, l'Eawag procède à un état des lieux conceptuel planétaire des systèmes d'épuration décentralisés. Les questions suivantes sont au centre de l'analyse : quels sont les problèmes pouvant être mieux résolus par une approche décentralisée que par une épuration centralisée ? Quelles sont les technologies décentralisées actuellement disponibles dans le monde ? Et comment ces technologies peuvent-elles être développées ou perfectionnées ? Les chercheurs réfléchissent d'autre part aux moyens envisageables pour atteindre un réel changement de paradigme et au genre d'entreprises avec lesquelles un nouveau secteur industriel pourrait se créer – p. ex. en Chine ou ailleurs, avec la participation de sociétés allemandes, suisses ou autres. Sur la base de ce projet interdisciplinaire, l'Eawag souhaite identifier des voies de recherche pour l'avenir de manière à adapter ses orientations en fonction des besoins qui se dessinent dans le domaine des systèmes décentralisés.



Les systèmes décentralisés répondraient particulièrement bien aux besoins des pays disposant d'un système d'assainissement faiblement développé et présentant à la fois une forte croissance démographique et de faibles ressources en eau (zones en jaune).

### Production de struvite au Népal

L'Eawag s'engage entre autres à Siddhipur, une localité népalaise de la banlieue de Katmandou déjà partiellement équipée de toilettes à séparation des urines. Dans cette zone périurbaine, les habitants sont très ouverts à l'idée d'une réutilisation de l'urine sous forme d'engrais. Elle offre donc des conditions idéales pour tester dans la pratique un dispositif décentralisé de précipitation de struvite. L'expérience montre que le procédé et le système de transport (les urines collectées dans les toilettes séparatrices sont transportées sur des vélos spécialement équipés) fonctionnent avec efficacité. L'Eawag se penche maintenant sur le devenir du résidu liquide de la production de struvite, lequel est encore très riche en nutriments.



Des radis géants: Jiban Maharjan, agriculteur, est fier de ses légumes fertilisés à l'urine.

de paradigme en faveur de solutions alternatives serait donc de renoncer au système actuel de transport des eaux. Cela impliquerait ensuite très logiquement de procéder de façon systématique à une collecte et un traitement sélectifs des flux d'eaux usées (urines, matières fécales, eaux grises). « Contrairement à ce qu'il me semblait il y a à peine quelques années, je serais aujourd'hui étonnée si le principe du traitement sélectif et décentralisé des effluents ne parvenait pas à s'implanter au moins partiellement en Suisse et dans d'autres pays industrialisés », nous confie Tove Larsen. « Malgré tout, le but de la recherche n'est pas de promouvoir l'épuration décentralisée comme si c'était la panacée », ajoute Max Maurer. « L'idée est plutôt de chercher à savoir dans quelles situations l'un ou l'autre des systèmes est le mieux adapté et le plus durable. » Mais s'il est un point sur lequel chercheurs et professionnels s'accordent, c'est bien sur le fait qu'un changement d'orientation dans la gestion des eaux urbaines ne peut s'effectuer que sur plusieurs décennies afin d'éviter que les investissements déjà réalisés ne soient réduits à néant. ○ ○ ○

Martina Bauchrowitz

d'habitants, les autorités ne parviennent pas à mettre en place de masterplans concrets et à les coordonner. L'Eawag mène ainsi actuellement un projet de ce type avec la ville de Ouagadougou, la capitale du Burkina Faso. Les responsables ont ainsi réalisé qu'il était impossible de raccorder la multitude de fosses septiques déjà existantes à un réseau d'égout centralisé. Mais même sans une conduite d'évacuation collective, il convient d'intégrer toutes ces petites unités à un système global. Reste à savoir comment.

« Dans le domaine urbain, nous avons encore des difficultés à résoudre les problèmes d'assainissement des pays en développement », reconnaît Jon Lane, directeur du Conseil de concertation pour l'approvisionnement en eau et l'assainissement mis en place par les Nations Unies à Genève. Il voit un énorme besoin de recherche en ce qui concerne les toilettes communes des bidonvilles et ce, aussi bien au niveau conceptuel que technologique. Les politiques auraient un besoin urgent de résultats de recherche fiables et objectifs leur permettant de prendre des décisions efficaces. Et l'Eawag serait l'une des rares institutions de recherche indépendantes au monde qui dispose du savoir-faire nécessaire à ce genre d'études.

**Changement de paradigme.** L'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a récemment publié un calcul des coûts qu'entraînerait le remplacement complet des infrastructures suisses d'adduction, d'évacuation et de traitement des eaux: le montant s'élèverait à 220 milliards de francs, c'est-à-dire à environ 30 000 francs par habitant. 90% de ces coûts sont imputables au transport. Pour le chercheur de l'Eawag Max Maurer, le premier changement

#### Pour en savoir plus

Abegglen C., Siegrist H. (2008): Domestic wastewater treatment with a small-scale MBR. Final report. Kanton Solothurn and Eawag, 8 p.

Larsen T.A., Alder A.C., Eggen R.I.L., Maurer M., Lienert J. (2009): Source separation: Will we see a paradigm shift in wastewater handling? *Environmental Science & Technology* 43, 6121–6125.

Larsen, T.A., J. Lienert (2007) Novaquatis final report. NoMix – A new approach to urban water management. Eawag, 32 pp.

Maurer M. (2009): Decentralised *versus* centralised water treatment: The impact of growth. 2<sup>nd</sup> International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance, Greece; International Water Association (IWA), 633–640.

Störmer E., Truffer B. (2009): Strategic decision making in infrastructure sectors. Participatory foresight and strategic planning for sustainable sanitation. *Geographica Helvetica* 64, 73–80.

Zurbrugg C., Tilley E. (2010): A system perspective in sanitation – human waste from cradle to grave and reincarnation. *Desalination* 251, 410–417.



Saskia Zimmermann, environmentaliste, effectue une thèse de doctorat au sein du département « Ressources aquatiques et eau potable » de l'Eawag. Coauteurs: Yunho Lee, Urs von Gunten

## La double action épuratrice des ferrates

En plus de l'ozonation, une nouvelle méthode faisant appel aux ferrates peut maintenant être envisagée pour le traitement tertiaire des eaux usées dans les stations d'épuration.

Si l'ozone et les ferrates peuvent oxyder de façon comparable les micropolluants organiques, les ferrates présentent en outre l'avantage de précipiter les phosphates. Quelles sont toutefois les doses à employer ? Et l'utilisation des ferrates est-elle économiquement viable ? Quelques éléments de réponse en provenance des labos de l'Eawag.

Après une épuration classique, les eaux traitées renferment encore de faibles quantités de médicaments, cosmétiques et autres produits d'entretien et apportent ainsi une contribution non négligeable à la pollution des milieux aquatiques. Etant donné qu'il n'est pas toujours possible de réduire la consommation et l'utilisation de ces produits du quotidien, les professionnels cherchent des solutions techniques pour débarrasser les eaux usées de ces micropolluants [1]. L'une des stratégies développées consiste à rajouter une troisième étape dans les filières classiques des stations d'épuration (STEP). Dans ces traitements dits tertiaires, les micropolluants peuvent être dégradés par des procédés d'oxydation. Ainsi, grâce aux années d'expérience de l'Eawag dans le domaine de l'ozonation, il a été possible de mettre en place des essais pilotes en grandeur réelle à la station de Regensdorf pour tester l'oxydation par l'ozone des micropolluants des eaux usées [2].

Une autre méthode se présente maintenant : l'oxydation par les ferrates  $[\text{Fe}(\text{VI})\text{O}_4^{2-}]$ . Agents d'oxydation et de désinfection, ces molécules renferment du fer au degré d'oxydation +VI. L'ion ferrate est particulièrement intéressant car, contrairement à l'ozone, il n'est pas uniquement oxydant mais se comporte aussi comme un agent précipitant : il réagit tout d'abord sous forme de Fe(VI) en provoquant une oxydation au cours de laquelle il est réduit en Fe(III). Or le Fe(III) est utilisé depuis de nombreuses années dans le traitement des eaux usées pour précipiter les phosphates. Il s'agit donc d'un produit de transformation des

ferrates fort utile et, qui de plus est, non toxique. Un autre avantage de l'ion ferrate par rapport à l'ozone est que, à notre connaissance, l'oxydation qu'il provoque ne s'accompagne pas de la formation de sous-produits indésirables.

Les recherches sur les possibilités d'utilisation des ferrates pour le traitement des eaux usées sont encore récentes. L'Eawag a maintenant étudié les potentialités de l'ion ferrate, individuellement et par rapport à celles de l'ozone, pour l'oxydation d'une large palette de micropolluants dans les effluents et évalué les doses nécessaires à une précipitation des phosphates.

### Les ferrates éliminent les micropolluants réactifs contenus dans les eaux usées.

L'objectif des essais était d'observer, dans des effluents réels, l'oxydation d'une large gamme de micropolluants présentant des propriétés différentes. Comme l'ozone, l'ion ferrate attaque les groupements fonctionnels riches en électrons des molécules de micropolluant, notamment :

- ▶ Les phénols comme dans les perturbateurs endocriniens  $17\alpha$ -éthynylestradiol,  $17\beta$ -estradiol, bisphénol A et dans le biocide triclosane ;
- ▶ Les amines que l'on retrouve par exemple dans les antibiotiques sulfaméthoxazole, enrofloxacin, ciprofloxacine et dans l'antalgique et anti-inflammatoire diclofénac ;
- ▶ Les oléfines (substances à doubles liaisons) comme dans l'antiépileptique carbamazépine.

La figure 1 montre qu'une dose d'ion ferrate d'environ 2 mg Fe/l permet d'obtenir l'oxydation totale des substances comportant des groupes phénoliques. Par contre, ce résultat n'est obtenu qu'à partir de 5 mg Fe/l pour les amines et les oléfines qui s'avèrent donc globalement moins réactives que les phénols [3, 4]. La littérature scientifique rapporte d'autre part que les ferrates réagissent également avec d'autres groupements riches en électrons tels que les sulfites et les thiols ; nous n'avons pas vérifié ces affirmations dans le cadre de notre projet.

Lorsque les substances à oxyder ne comportent pas de groupements riches en électrons, les doses de ferrates à employer sont nettement plus élevées. Ainsi, le traitement du bézafibrate, un hypolipémiant, et de l'iopromide, un produit de contraste



Post-doctorant Yunho Lee détermine la concentration en Fe(VI) d'une solution d'essai.

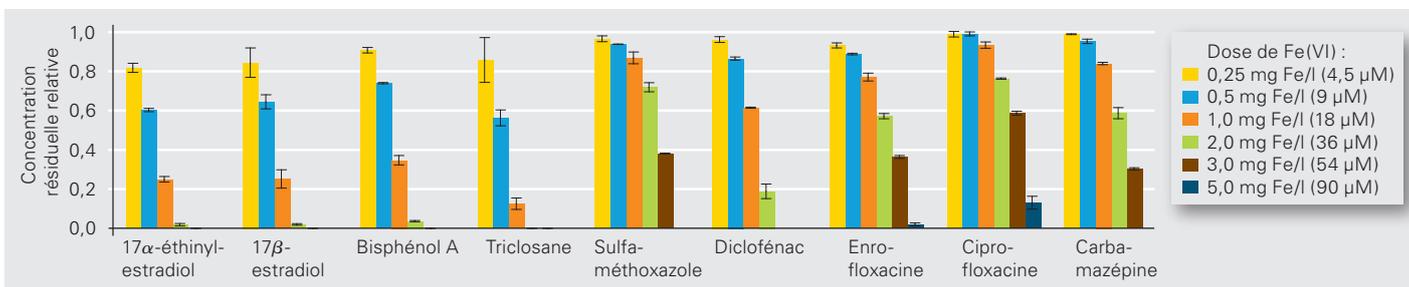


Fig. 1 : Concentrations résiduelles relatives d'une large palette de micropolluants à groupes fonctionnels riches en électrons dans les effluents traités de la STEP de Dübendorf (Suisse) en fonction de la dose de ferrates appliquée.

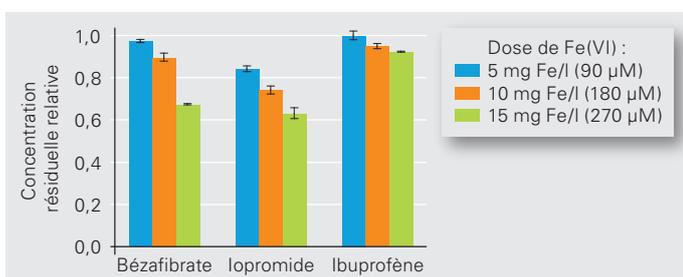
radiologique, avec une dose de ferrates de 15 mg Fe/l ne permet d'atteindre que 40 % d'oxydation de la molécule initiale et ce taux descend même à 10 % pour la même dose avec l'antalgique ibuprofène [3] (Fig. 2).

**L'oxydation des micropolluants par les ferrates est moins efficace que par l'ozone.** Diverses études menées ces dernières années ont largement établi l'efficacité de l'ozone pour l'oxydation des micropolluants dans les effluents. Il paraît donc particulièrement intéressant de comparer les efficacités de ces deux oxydants pour le traitement des eaux usées. La figure 3 présente la progression de l'oxydation d'un certain nombre de micropolluants à groupes fonctionnels riches en électrons en fonction de la dose de ferrates ou d'ozone.

Parmi les substances étudiées, seule le 17 $\alpha$ -éthynylestradiol est éliminé avec la même efficacité par les deux oxydants. Pour cette molécule, des doses de 20  $\mu$ M (~1 mg/l) de Fe(VI) ou d'ozone produisent une oxydation totale. L'oxydation des autres composés testés a été plus faible par les ferrates comparativement à l'ozone. Pour obtenir une oxydation presque totale, les doses d'ion ferrate doivent être trois fois supérieures à celles de l'ozone : par exemple 53  $\mu$ M (= 3 mg/l) de ferrates contre 20  $\mu$ M (= 1 mg/l) d'ozone pour oxyder le diclofénac [3].

**Les ferrates compensent avantageusement le manque de réactivité par une plus grande stabilité.** Une étude de la cinétique des réactions d'oxydation nous a montré que les constantes de réaction des micropolluants considérés avec les ferrates

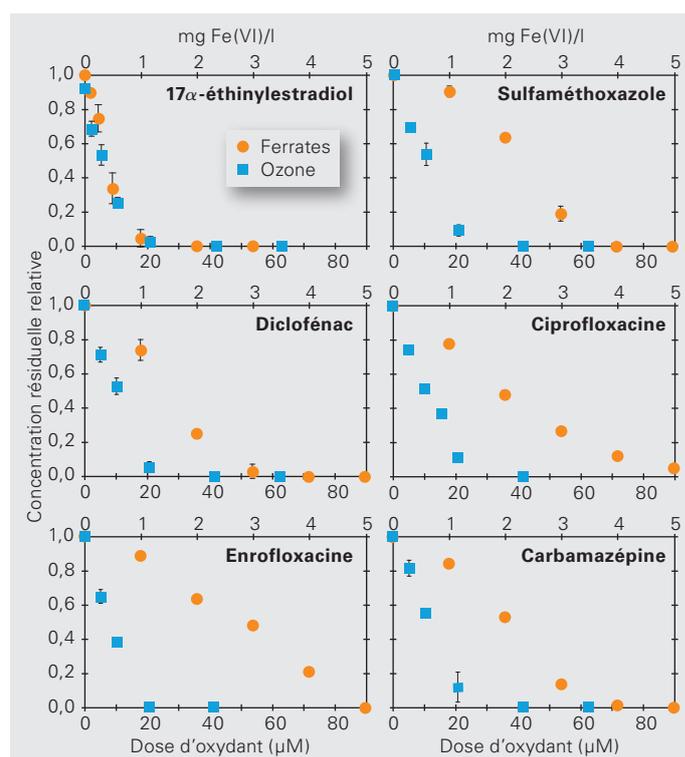
Fig. 2 : Concentrations résiduelles relatives de quelques micropolluants sans groupes fonctionnels riches en électrons dans les effluents traités de la STEP de Dübendorf en fonction de la dose de ferrates appliquée.



étaient de trois à quatre ordres de grandeur plus faibles qu'avec l'ozone [3]. Les résultats des essais précédents nous avaient fait escompter des valeurs beaucoup plus élevées. Comment l'ion ferrate peut-il alors présenter une efficacité à peine plus faible que l'ozone pour l'oxydation des micropolluants ?

Pour comprendre ce phénomène, il faut se pencher sur la stabilité dans l'eau des différents agents d'oxydation considérés. Dans les eaux usées, la dégradation des ferrates, spontanée ou sous l'effet d'autres composants, est moins rapide que celle de l'ozone. Ainsi, le temps nécessaire à la disparition totale d'une dose de 40 à 45  $\mu$ M de ferrates en sortie du traitement secondaire de la STEP de Regensdorf était de plus de 30 minutes pour un

Fig. 3 : Concentrations résiduelles relatives de quelques micropolluants dans les effluents traités de la STEP de Dübendorf après oxydation avec du Fe(VI) (points orange) ou de l'ozone (carrés bleus) en fonction de la dose d'oxydant appliquée.



pH de 8 et une teneur en carbone organique dissous de 5 mg/l COD. Dans les mêmes conditions, la même dose d'ozone était consommée en seulement 5 minutes. Ainsi, les ferrates restent plus longtemps disponibles dans le milieu et atteignent donc un CT (concentration  $\times$  temps) plus élevé, ce qui leur permet de compenser en grande partie leur moindre réactivité avec les micropolluants [3]. Nos tests ont d'autre part montré que l'ajout de ferrates devait être effectué en sortie du traitement secondaire et non en entrée du traitement biologique pour éviter qu'ils n'y soient trop rapidement consommés par les boues activées et la matière organique encore fortement présente.

### Précipitation des phosphates par le dérivé des ferrates Fe(III).

Les ferrates [Fe(VI)] se réduisent en Fe(III) par dégradation spontanée et lors de l'oxydation des micropolluants et des autres composants des eaux usées. Le Fe(III) est quant à lui utilisé de longue date dans le traitement des eaux usées pour la précipitation chimique des phosphates. Nous avons cherché à savoir quelle dose de ferrates devait être ajoutée à l'effluent pour obtenir simultanément la précipitation des phosphates. Pour nos essais de laboratoire, nous avons travaillé avec une teneur en phosphates de 3,5 mg P-PO<sub>4</sub>/l, ce qui correspond à une concentration réaliste en entrée de station d'épuration.

Une dose de ferrates de 7,5 mg Fe/l s'est avérée suffisante pour ramener la teneur en phosphates en dessous du seuil de 0,8 mg P-PO<sub>4</sub>/l fixé par la législation suisse pour les rejets dans les cours d'eau récepteurs (Fig. 4). Ceci correspond à un rendement de précipitation d'environ 80 %. Les trois micropolluants les plus réactifs, le sulfaméthoxazole, le diclofénac et la carbamazépine, étaient presque totalement oxydés à la dose de ferrates la plus faible de 5 mg Fe/l. Les doses de ferrates nécessaires à l'oxydation totale des micropolluants réactifs sont donc inférieures à celles demandées pour la précipitation des phosphates [3].

**L'utilisation des ferrates est donc pertinente.** Dans l'ensemble, nos études ont montré que les ferrates se prêtaient bien à l'oxydation des micropolluants contenus dans les eaux usées. S'ils présentent une moindre efficacité que l'ozone au niveau de l'oxydation des micropolluants dans les effluents, ils permettent une précipitation simultanée des phosphates. Les doses de ferrates nécessaires à la précipitation des phosphates sont supérieures à celles nécessaires à l'oxydation totale des micropolluants. Pour limiter les frais de fonctionnement des stations d'épuration, il pourrait donc être judicieux d'appliquer des doses de ferrates correspondant à l'oxydation totale des micropolluants, produisant ainsi une précipitation partielle des phosphates qui serait complétée par l'ajout de sels de Fe(III) ou de Fe(II).

Certaines questions restent encore à élucider en ce qui concerne la fabrication et le stockage des ferrates. Etant donné qu'ils se transforment immédiatement au contact de l'eau, leur transport ou stockage en solution aqueuse ne peut être envisagé. En poudre, les ferrates doivent être maintenus à l'abri de l'air pour éviter toute humidité. La meilleure solution serait donc de les fabriquer sur place en continu (à l'aide d'une cellule électrochimique par exemple) avant de les ajouter aux effluents. Mais un

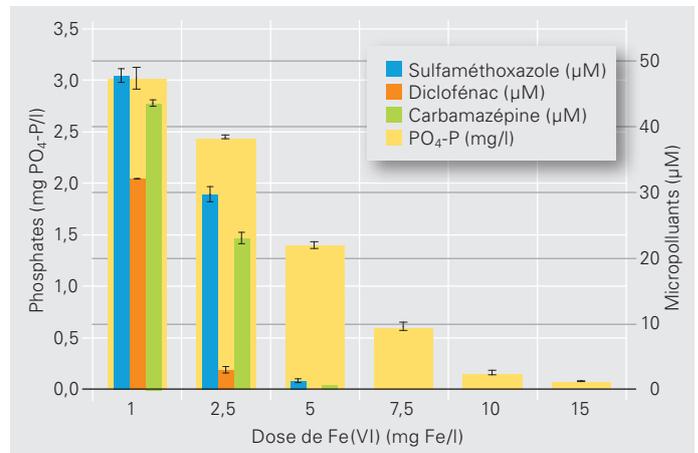


Fig. 4: Oxydation de quelques micropolluants et précipitation simultanée des phosphates dans des effluents traités de la STEP de Dübendorf en fonction de la dose de ferrates appliquée.

conditionnement du ferrate pulvérulent sur le site de la STEP est également envisageable: les stations d'épuration qui pratiquent déjà la précipitation des phosphates avec des solutions de Fe(II) ou de Fe(III) pourraient utiliser leurs pompes et mélangeurs pour la préparation et l'application des ferrates.

Pour le moment, l'utilisation des ferrates est plus onéreuse que l'ozonation. Alors que les coûts de production de l'ozone s'élèvent à 1–2 CHF/kg, ceux des ferrates sont de l'ordre de 18 CHF/kg (comparaison basée sur la masse moléculaire de l'ozone et du Fe(VI) dans K<sub>2</sub>FeO<sub>4</sub>). L'expérience montre toutefois que les coûts de fabrication des produits chimiques chutent dès lors qu'une production de masse est engagée. Une analyse exhaustive des coûts devrait d'autre part tenir compte pour les ferrates de l'économie réalisée grâce à la précipitation simultanée des phosphates de même qu'au moindre investissement nécessité par l'installation technique par rapport à l'ozone (utilisation des équipements de dosage et de mélange déjà employés sur le site pour la précipitation des phosphates par ajout de fer). ○ ○ ○

- [1] Gälli R., Ort C., Schärer M. (2009): Micropolluants dans les eaux. UW-0917-F. Office fédéral de l'environnement, Berne. [www.bafu.admin.ch/publikationen/00026/](http://www.bafu.admin.ch/publikationen/00026/)
- [2] Abegglen C., Escher B.I., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Pilotversuch Regensdorf (Rapport final inclus résumées en anglais). Office fédéral de l'environnement, Berne. [www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/03720/04348/](http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/03720/04348/)
- [3] Lee Y., Zimmermann S.G., Kieu A.T., von Gunten U. (2009): Ferrate (Fe(VI)) Application for Municipal Wastewater Treatment: A Novel Process for Simultaneous Micropollutant Oxidation and Phosphate Removal. *Environmental Science & Technology* 43 (10), 3831–3838.
- [4] Lee Y., Yoon J., von Gunten U. (2005): Kinetics of the oxidation of phenols and phenolic endocrine disruptors during water treatment with ferrate (Fe(VI)). *Environmental Science & Technology* 39 (22), 8978–8984.

# Les lignées cellulaires au secours des poissons

Des centaines de milliers de poissons meurent à l'échelle mondiale chaque année dans le cadre des tests de toxicité. L'Eawag tente de leur trouver une alternative et les cellules de poisson semblent constituer une piste intéressante. Il se trouve cependant que les produits chimiques ont généralement une action toxique plus faible sur les cellules de poisson que sur les poissons eux-mêmes. Cet article vous apprend pourquoi et vous montre comment les tests sur cellules de poisson peuvent être optimisés.

D'après une estimation [1], 54 millions de vertébrés seront utilisés pour la réalisation d'études toxicologiques dans les 10 prochaines années. Ceci notamment dans le cadre de la nouvelle réglementation chimique européenne REACH (enRegistrement, Evaluation et Autorisation des substances CHimiques) qui exige depuis juin 2007 une évaluation du risque pour l'environnement et la santé humaine de toutes les substances chimiques mises en circulation dans l'Union européenne en quantité supérieure à une tonne par an. Les poissons sont les animaux les plus fréquemment utilisés pour l'évaluation du risque environnemental des produits chimiques. Et la toxicité des substances testées est le plus souvent évaluée à partir des taux de mortalité qu'elles provoquent (essai n° 203 de l'OCDE pour la détermination de la toxicité aiguë chez les poissons). L'inconvénient de ces tests est non seulement de coûter la vie aux poissons exposés, mais aussi de ne livrer aucune information sur les mécanismes d'action des produits chimiques et de ne pas permettre la mise en évidence des effets chroniques. Dans le cadre du projet « CEllSens » (De-

## Elaboration d'une lignée de cellules

Des lignées cellulaires peuvent être élaborées à partir d'organes et de tissus de diverses espèces de poissons. Les premières cellules obtenues se trouvent tout d'abord en culture primaire. Lorsque ces cultures primaires peuvent être multipliées, une lignée cellulaire peut être constituée. Les lignées de cellules de poisson ont un avantage décisif sur celles de mammifères comme la souris ou l'homme : la plupart d'entre elles sont des lignées immortalisées et permanentes, c'est-à-dire qu'elles peuvent être indéfiniment divisées et multipliées. Cette immortalisation se produit spontanément chez les cellules de poisson, pour des raisons non encore élucidées à ce jour.

L'utilisation d'animaux n'est nécessaire qu'au début du processus d'élaboration de la lignée cellulaire et elle se limite, dans l'idéal, à un seul animal. Une fois la lignée établie, les animaux n'interviennent plus.

veloppement of a strategy to predict acute fish lethality using fish cell lines and fish embryos), l'Eawag tente de trouver de nouvelles solutions pour les tests de toxicité sur les poissons. En plus des modèles prévisionnels par simulation numérique et de l'exposition d'embryons de poisson zèbre, les cellules de poisson constituent une piste intéressante (cf. encadré).

**Le problème: dans les tests, les cellules de poisson sont moins sensibles que les poissons eux-mêmes.** Malgré leur potentiel prometteur, l'utilisation des cellules de poisson n'est pas encore établie dans les tests officiels. De nombreuses études font état d'une bonne corrélation entre la toxicité cellulaire et la toxicité aiguë au niveau du poisson entier. Ces observations se réfèrent à la sensibilité relative, c'est-à-dire au positionnement du produit testé sur une échelle allant de non toxique à très toxique. Si par contre on considère les valeurs dans l'absolu, les cellules s'avèrent environ dix fois moins sensibles que les poissons eux-mêmes [2]. Cela signifie que les tests cellulaires nécessitent des concentrations de produits chimiques plus élevées pour obtenir le même effet toxique. Cette différence de comportement entre poisson et cellule dans les tests serait notamment liée à la bio-

Culture des cellules de poisson en conditions stériles.



Katrin Tanneberger, chimiste spécialisée en Sciences des aliments, est post-doctorante au département de Toxicologie de l'environnement de l'Eawag.  
Coautrices: Christina Otto, Kristin Schirmer

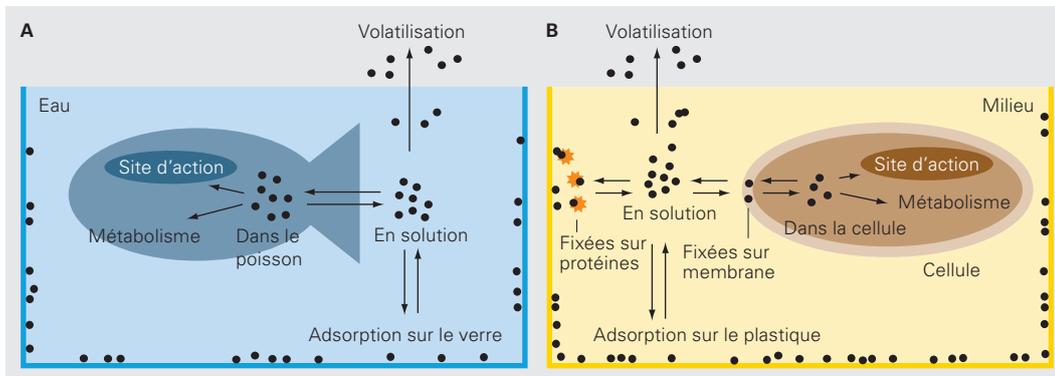


Fig. 1 : Dans les tests sur poissons (A) ou sur cellules (B), la diffusion des substances chimiques vers leur site d'action est influencée par plusieurs facteurs en concurrence les uns avec les autres qui déterminent la proportion de toxique pouvant pénétrer dans la cellule ou dans l'organisme et pouvant donc y causer des dommages. Dans notre cas, l'adsorption des substances sur les protéines peut être négligée car notre milieu d'exposition (L15/ex) n'en contient pas.

disponibilité des substances, c'est-à-dire à la quantité de toxique réellement accessible aux cellules [2]. En effet, bien que les voies de diffusion soient sensiblement les mêmes dans les poissons et dans leurs cellules (Fig. 1), les cultures cellulaires usuelles en plaques de microtitration favorisent les pertes par le biais, par exemple, d'une adsorption des substances sur les parois des puits. Ainsi, le rapport entre la surface susceptible de causer une sorption et le volume du récipient de laboratoire est beaucoup plus élevé pour une plaque que pour un aquarium : un aquarium de dix litres de 20 × 20 × 25 cm présente un rapport surface sur volume de 280 cm<sup>2</sup>/l alors que ce rapport est de 10 000 cm<sup>2</sup>/l pour une plaque 24 puits de 1,6 cm de diamètre et de 1,7 cm de hauteur.

Nous recherchons actuellement des solutions pour optimiser les tests en intervenant en particulier sur les propriétés physico-chimiques des substances, sur le milieu d'exposition et sur la méthode d'application du toxique potentiel (Fig. 1). Dans le projet CEllSens, nous travaillons ainsi avec 60 substances organiques représentatives se distinguant par leurs modes d'action toxique, leurs propriétés physico-chimiques (volatilité et lipophilie par ex.) et leur toxicité (de faible à forte) [3].

#### L'ampleur des phénomènes de sorption et de volatilisation dépend des propriétés physico-chimiques des substances.

Les processus tels que la sorption ou la volatilisation dépendent des propriétés physico-chimiques des produits chimiques. Plus la substance testée est lipophile, plus elle aura tendance à se lier aussi bien aux parois des récipients, surtout s'ils sont en plastique, qu'aux protéines contenues dans le milieu de culture. La volatilité d'une substance est quant à elle décrite par la constante de Henry. Plus celle-ci est grande, plus le produit est volatil. Les deux facteurs de lipophilie et de volatilité réduisent donc la bio-disponibilité des substances chimiques et induisent de ce fait une baisse de sensibilité des tests.

Jusqu'à présent, ces propriétés physico-chimiques ont été rarement prises en compte dans les études in vitro. Il est cependant assez aisé de le faire en déterminant la concentration de composé non lié dans le milieu. À l'aide d'un modèle mathématique, nous avons pu montrer que la sensibilité absolue du test sur cellules augmentait fortement quand les valeurs de toxicité mesurées étaient corrigées d'un facteur tenant compte de la lipophilie et de la volatilité des substances testées [4]. La sensibilité

absolue obtenue après correction était alors similaire chez les cellules et les poissons.

**Quand il vaut mieux en faire moins : notre expérience du milieu minimal.** Beaucoup d'ingrédients entrant dans la composition d'un milieu de culture comme le sérum, les vitamines ou les antioxydants ont un effet protecteur sur les cellules. Contrairement aux lignées de cellules humaines, celles de poisson utilisées à l'Eawag sont capables de subsister dans un milieu minimal développé par nos soins qui ne renferme que des sels minéraux, du galactose et du pyruvate [5]. Maintenant commercialisé, ce milieu de culture appelé L15/ex a été développé à partir du milieu L15 autrefois utilisé. Un effet sensibilisateur de L15/ex sur les cellules de poisson a déjà pu être observé [6].

**Application directe vs indirecte.** Dans une autre étude, nous avons pu démontrer que la toxicité des substances chimiques dépendait également de la méthode d'application employée, notamment lorsque le DMSO (diméthylsulfoxyde) était utilisé comme solvant [7]. Le rajout de quantités définies de substance à tester dans le milieu peut se faire de façon directe ou indirecte. Lors de l'application directe, des quantités définies de solution mère hyper-concentrée sont simplement appliquées à la pipette sur les cellules dans le milieu d'exposition. À l'inverse, l'application indirecte se base sur l'exposition des cellules à une solution diluée de produit chimique préalablement préparée avec du L15/ex (Fig. 2A). A priori, le choix de la méthode d'application ne devrait pas avoir d'incidence sur la toxicité de la substance appliquée. Or l'expérience prouve le contraire. Nous avons testé les deux méthodes avec le 1,2-dichlorobenzène (DCB) et constaté un décalage vers la droite de la courbe dose-réponse pour l'application indirecte. Ainsi, la CE<sub>50</sub> (concentration causant la mort de 50 % des cellules exposées) obtenue avec l'application directe était cinq fois plus faible qu'avec la seconde méthode (Fig. 2B). Pour découvrir les raisons de cette différence, nous sommes allées explorer l'intérieur des cellules.

**Que nous apprennent les concentrations internes ?** Le DMSO possède des propriétés perméabilisantes, c'est-à-dire qu'il accroît la perméabilité des membranes cellulaires et facilite ainsi la pénétration des substances chimiques testées. Contrairement

à l'application indirecte où les cellules sont exposées à une solution homogène de L15/ex, de DMSO et de DCB, l'application directe provoque la formation à la surface des cellules d'un film de DMSO et de DCB. Se pourrait-il que la formation de ce film facilite l'absorption du toxique par les cellules ? Pour vérifier cette hypothèse, nous avons mesuré la concentration intracellulaire de DCB immédiatement après l'application de la solution chimique. En effet, la toxicité d'une substance est due non pas à sa concentration à l'extérieur, mais bien à l'intérieur des cellules cibles. Nos dosages montrent qu'effectivement la quantité de DCB absorbée par les cellules est beaucoup plus importante après une application directe qu'après une application indirecte.

L'écotoxicologie fait d'autre part appel au concept de charge corporelle mortelle (« lethal body burden ») qui décrit la concentration totale qu'une substance chimique doit atteindre dans l'organisme pour avoir un effet léthal. Cette concentration est exprimée en mmol/kg de poids frais. McCarty et ses collaborateurs [8] ont calculé que la charge corporelle mortelle des substances ayant un mode d'action narcotique comme le DCB était comprise entre 2 et 8 mmol/kg chez le poisson. Nous avons repris ce concept pour les cellules de poisson et avons obtenu pour notre lignée RTgill-W1 des valeurs de 6 mmol DCB par kg de poids frais pour l'application directe et de 4 mmol DCB/kg pour l'application indirecte. Si on considère donc la concentration létale intracellulaire, la différence de sensibilité entre application directe et indirecte s'estompe et les effets toxiques mesurés restent valables quelle que soit la méthode d'application employée.

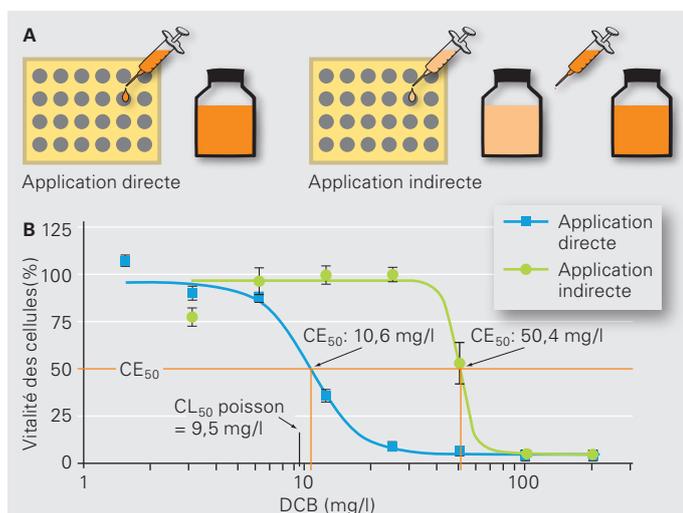
Néanmoins, bien qu'une application directe permette déjà d'obtenir une sensibilité comparable entre poissons et cellules de poisson sans avoir à déterminer les concentrations intra et extracellulaire en toxique, nous préconisons une application indirecte de la substance à tester sur les cellules. En effet, la méthode indirecte correspond mieux aux conditions naturelles d'exposition

des poissons dans le milieu aquatique et livre donc le scénario le plus plausible. D'autre part, elle permet d'éviter que certaines cellules ne soient exposées à des concentrations beaucoup plus élevées que d'autres. Pour rendre correctement compte de la sensibilité des cellules de poisson, la toxicité devra cependant toujours se rapporter à la concentration intracellulaire effective.

**Les cellules de poisson sont une bonne alternative pour les tests de toxicité.** Moyennant une optimisation des conditions expérimentales, les cellules de poisson constituent donc un matériel prometteur pour la réalisation de tests de toxicité dans le cadre d'une évaluation des substances chimiques, et notamment de la mise en œuvre de la réglementation chimique européenne REACH. Le projet CEIIISens se préoccupe d'autre part de la définition de nouveaux effets à observer. En effet, la mortalité n'est qu'un des effets mesurables possibles et ne compte pas parmi les plus sensibles. De plus, elle ne livre aucune information sur les modes d'action du toxique. Nous sommes donc actuellement à la recherche de gènes marqueurs appropriés, dont les profils d'expression permettraient de comprendre pourquoi telle ou telle substance chimique est toxique pour les cellules. Les nouveaux tests de toxicité basés sur les cellules de poisson permettraient donc non seulement de réduire le nombre d'expérimentations animales mais aussi d'analyser dans le détail les modes d'action toxique et les effets chroniques des substances chimiques. ○ ○ ○

Débuté en décembre 2006, le projet « CEIIISens » est financé par le Conseil européen de l'industrie chimique (Cefic) et le « Department for Environment Food and Rural Affairs – Defra U.K. ».

Fig. 2: (A) Représentation schématique des méthodes d'application directe et indirecte. (B) La position de la courbe dose-réponse et donc la valeur de la CE<sub>50</sub> du 1,2-dichlorobenzène (DCB) sont influencées par le mode d'application de la substance.



- [1] Hartung T., Rovida C. (2009): Chemical regulators have overreached. *Nature* 460, 1080–1081.
- [2] Schirmer K. (2006): Proposal to improve vertebrate cell cultures to establish them as substitutes for the regulatory testing of chemicals and effluents using fish. *Toxicology* 224, 163–183.
- [3] 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, 128–137.
- [4] Kramer N.I., Hermens J.L.M., Schirmer K. (2009): The influence of modes of action and physico-chemical properties of chemicals on the correlation between *in vitro* and acute fish toxicity data. *Toxicology in Vitro* 23, 1372–1379.
- [5] Schirmer K., Chan A.G.J., Greenberg B.M., Dixon D.G., Bols N.C. (1997): Methodology for demonstrating and measuring the photocytotoxicity of fluoranthene to fish cells in culture. *Toxicology in Vitro* 11, 107–119.
- [6] Dayeh V.R., Lynn V.H., Bols N.C. (2005): Cytotoxicity of metals common in mining effluent to rainbow trout cell lines and to the ciliated protozoan *Tetrahymena thermophila*. *Toxicology in Vitro* 19, 399–410.
- [7] Tanneberger K., Rico Rico A., Kramer N.I., Buser F.J.M., Hermens J.L.M., Schirmer K. (eingereicht): Effects of solvents and dosing procedure on chemical toxicity in cell-based *in vitro* assays.
- [8] McCarty L.S., Mackay D., Smith A.D., Ozburn G.W., Dixon D.G. (1991): Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacological endpoint. *The Science of the Total Environment* 109–110, 515–525.

# Du berceau à la tombe : les retardateurs de flamme

Depuis le milieu des années 1970, la production mondiale de retardateurs de flamme est passée de 0 à plusieurs centaines de milliers de tonnes par an. Ces composés sont utilisés pour réduire l'inflammabilité des plastiques, notamment dans l'électronique, l'automobile et le textile, mais ils ne sont pas sans danger pour l'environnement. Nous avons suivi leur cheminement tout au long de leur cycle de vie.

Un téléviseur s'enflamme en moyenne chaque jour dans les foyers suisses. Mais le nombre d'appareils prenant feu serait certainement beaucoup plus élevé s'ils n'étaient pas protégés par des produits dits ignifugeants, encore appelés retardateurs de flamme. Si leur utilité ne fait donc aucun doute, certains membres de cette famille de composés présentent un risque pour l'environnement et la santé humaine. Ainsi, les ignifugeants bromés (cf. encadré) utilisés par exemple dans les appareils électriques et électroniques sont persistants, bioaccumulables et susceptibles d'exercer une certaine activité hormonale [1]. Ils se sont ainsi déjà largement dispersés dans la nature et on en trouve la trace aussi bien dans les milieux aquatiques que dans l'atmosphère et jusque dans les terres les plus reculées des régions polaires. Leur présence a également été détectée dans les tissus animaux [2, 3].

Mais en quelles quantités ces substances passent-elles des biens de consommation qu'elles protègent aux différents compartiments environnementaux ? La réponse à cette question est décisive pour la mise en place de mesures adéquates visant à limiter la dispersion des retardateurs de flamme bromés. Au travers d'une analyse dynamique des flux de matière, nous avons suivi le cheminement des ignifugeants bromés, de leur production jusqu'à leur élimination ou mise au rebut.

## Tout le cheminement des retardateurs de flamme compte.

Aussi bien au Danemark qu'en Suisse – sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement – les voies empruntées par les ignifugeants bromés ont déjà été suivies à l'aide d'analyses classiques

### Qu'est-ce qu'un retardateur de flamme ?

Les retardateurs de flamme ou agents ignifugeants sont utilisés pour réduire ou empêcher l'inflammabilité des matériaux combustibles.

Chaque année, plusieurs centaines de milliers de tonnes de retardateurs de flamme bromés sont utilisés dans le monde, principalement pour l'ignifugation des boîtiers en plastique des appareils électriques et électroniques, des circuits imprimés, des mousses de polystyrène et des textiles.



Ruth Scheidegger, collaboratrice scientifique au sein du département Siam, « Analyse des systèmes, évaluation intégrée et modélisation » de l'Eawag.

Coauteurs : Hans-Peter Bader, Leo Morf (anciennement Geopartner AG, maintenant AWEL)

des flux de matières [4,5]. Mais cette approche ne livre qu'une image figée de la situation ; elle ne tient pas compte des temps de séjour parfois prolongés des produits dans certains lieux et ne peut donc absolument pas évaluer les tendances à venir des flux de matière. Considérons par exemple le cycle de vie d'un canapé : lors de sa fabrication, des ignifugeants bromés sont soit directement intégrés dans les matériaux eux-mêmes soit appliqués en couche protectrice à leur surface. Doté de ses retardateurs de flamme, le meuble rembourré prend alors par la voie du commerce le chemin de notre salon où il séjournera plusieurs années voire décennies avant d'être éliminé ou recyclé. L'une des questions décisives est donc de savoir combien de temps le bien de consommation, en l'occurrence le canapé, va passer en moyenne dans le lieu de stockage transitoire, dans ce cas le salon. Donc, pour tenir compte de l'ensemble du « vécu » des produits dans l'analyse des flux de matière, nous avons développé un modèle dynamique de bilan de matières en association avec le bureau d'ingénierie Geopartner AG [6,7]. Ce modèle décrit sans exception toutes les voies empruntées par les retardateurs de flamme bromés au cours de leur cycle de vie, de la production à l'élimination, en passant par la consommation et l'utilisation (Fig. 1). Ce

Au fait, saviez-vous que vous étiez assis jour après jour sur des retardateurs de flamme bromés ?



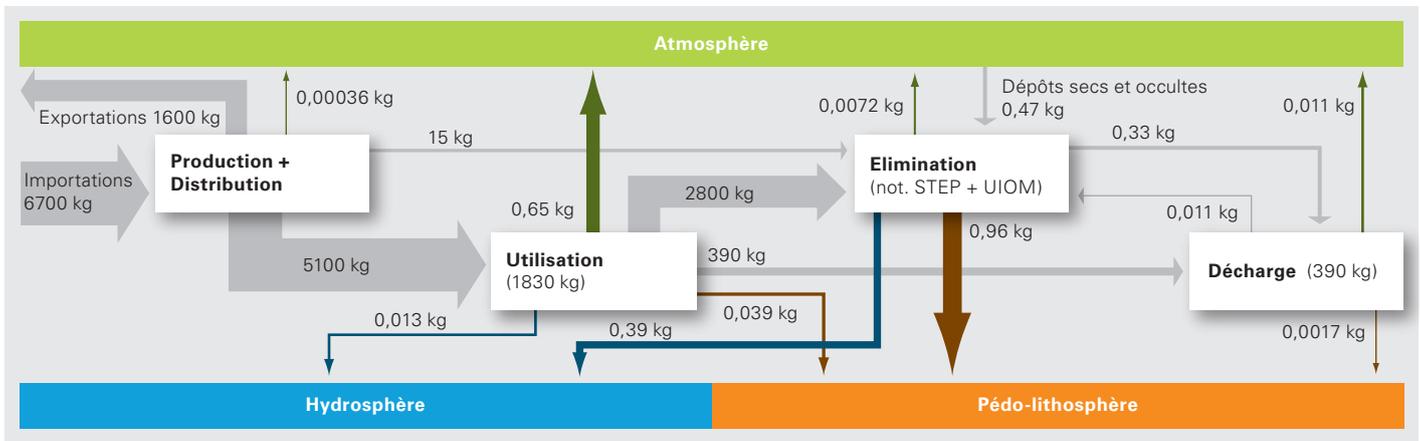


Fig. 1 : Flux et étapes du cycle de vie de l'hexabromocyclododécane (HBCD) utilisé dans les textiles dans l'année 2000. Les flux de moins d'1 kg sont représentés en proportionnalité les uns par rapport aux autres. Il en va de même pour les flux de plus d'1kg. STEP : station d'épuration. UIOM : usine d'incinération des déchets.

faisant, il tient également compte des proportions respectives de produits ignifugés réutilisés, incinérés, aboutissant en décharge ou encore en station d'épuration par le biais des eaux usées. Le modèle prend également en compte le fait qu'une partie des biens éliminés étaient autrefois directement mis en décharge. En même temps, il calcule les émissions d'ignifugeant se retrouvant dans les différents compartiments environnementaux : l'atmosphère (sous forme gazeuse ou particulaire), l'hydrosphère (sous forme dissoute, suite notamment au nettoyage des biens traités, par exemple lavage des revêtements de meubles rembourrés) et le sol (pédolitheosphère ; sous forme particulaire). Un autre aspect faisant la force du nouveau modèle est enfin sa capacité à évaluer les incertitudes inhérentes aux différents flux et lieux de présence.

#### Quelles sont les données prises en compte par le modèle ?

Les données à intégrer dans le modèle sont souvent difficiles à obtenir. Par exemple, les dosages d'ignifugeant dans les biens de consommation, les compartiments environnementaux et les déchets sont pratiquement inexistantes. Nous avons donc été contraints d'étudier dans le détail les statistiques de consommation des produits contenant ces retardateurs de flamme (en particulier les courbes de consommation et de durée de vie) ainsi que les teneurs en ignifugeants de ces produits. Nous avons d'autre part estimé les facteurs d'émission pour les phases de production, d'utilisation et d'élimination. Ces valeurs sont entachées d'une grande incertitude, en raison notamment du fait que les quantités d'émissions occasionnées lors de la production et de l'élimination dépendent fortement des technologies employées, qui ne cessent elles-mêmes d'évoluer. Notre modèle s'est d'autre part étayé sur les deux analyses de flux de matière déjà évoquées [4, 5], une étude de la littérature scientifique actuelle sur les retardateurs de flamme et de nombreuses discussions menées avec des experts dans ce domaine.

**Voies empruntées par les ignifugeants au cours de leur cycle de vie en 2000.** Notre modèle a été appliqué à l'étude

de trois retardateurs de flamme, le décabromodiphényléther, le pentabromodiphényléther et l'hexabromocyclododécane, chaque substance étant analysée dans quatre catégories d'utilisation (appareils électriques et électroniques, moyens de transport, textiles et matériaux de construction). Les résultats décrits ci-dessous se rapportent à l'hexabromocyclododécane (HBCD) dans le cadre de son utilisation dans les textiles d'ameublement et de décoration. La figure 1 livre un schéma des flux et étapes du cycle de vie de l'HBCD en l'année 2000.

6700 kg de HBCD ont été importés en Suisse en 2000. 75 % d'entre eux sont restés dans le pays, les 25 % restants étant réexportés avec les produits finis. Au cours de cette même année, 2 kg de HBCD ont été émis dans les compartiments environnementaux lors des étapes de production, d'utilisation et d'élimination/mise en décharge. Le bilan illustré par la figure 1 donne une bonne image des ordres de grandeur et des relations entre les flux, mais il fait l'impasse sur toute dynamique temporelle.

**Une interdiction permettrait de réduire les rejets de HBCD dans l'hydrosphère de près de 75 %.** Seule une approche dynamique permet d'appréhender correctement la situation (Fig. 2).

	2000	Scénario: utilisation inchangée		Scénario: interdiction	
		2010	2020	2010	2020
Lieu de stockage Utilisation (kg)	40200	58000	63000	24000	240
Lieu de stockage Décharge (kg)	4200	5100	5700	5100	5400
Input accumulé Hydrosphère (kg)	6,6	10,4	14,7	9,7	10,6
Input accumulé Atmosphère (kg)	6,9	15,0	24,7	13	14
Input accumulé Sols (kg)	19,0	23,0	24,3	22,6	23

Stocks et quantités accumulées d'inputs de HBCD dans les étapes d'utilisation et de mise en décharge et dans les compartiments environnementaux.

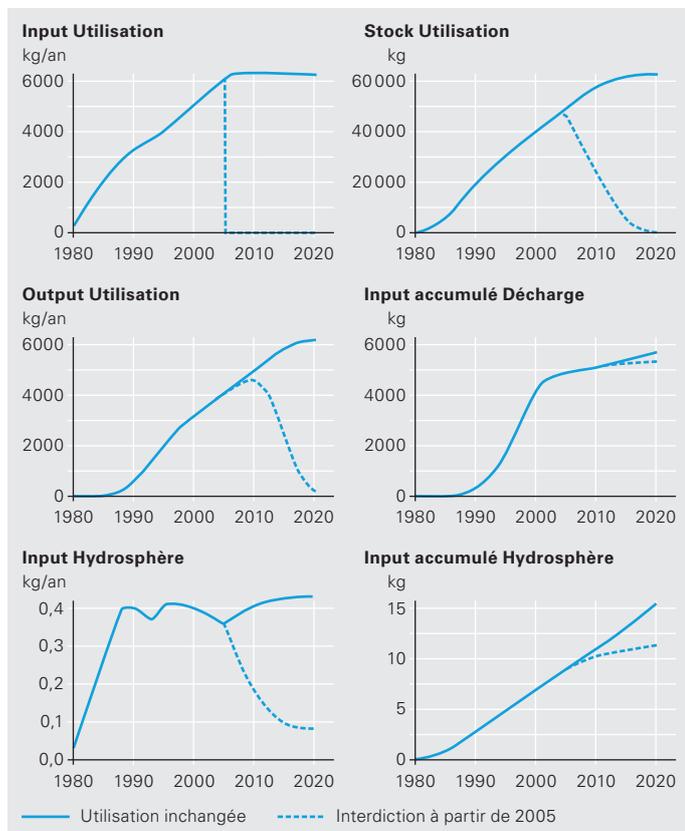


Fig. 2 : Input, output (kg/an), stock et input accumulé (kg) d'hexabromocyclododécane (HBCD) pour les compartiments Utilisation, Décharge et Hydrosphère. Lignes pleines : évolution prévue par le modèle jusqu'en 2020. Lignes pointillées : évolution calculée en partant d'une interdiction du HBCD à partir de 2005.

Malgré une durée d'utilisation des produits d'à peine dix ans, des stocks importants se sont constitués depuis le début des années 80 au niveau des étapes d'utilisation (incorporation dans les bâtiments par ex.) et de mise en décharge. De même, l'input accumulé dans les compartiments environnementaux augmente sans discontinuer (Tableau). Les simulations montrent qu'en l'espace de 40 ans (1980–2020) l'HBCD employé en Suisse se sera accumulé à hauteur de 3 % au niveau des décharges et de 0,01 % dans l'hydrosphère.

Imaginons alors un scénario dans lequel une interdiction du HBCD aurait été prononcée en 2005 (Fig. 2, lignes pointillées). Dans ces conditions, le flux entrant dans l'étape d'utilisation s'annulerait immédiatement. Par contre, même 5 à 10 ans après l'entrée en vigueur de l'interdiction, les transferts de HBCD de l'utilisation vers l'élimination continuent de s'effectuer puisque les produits contenant l'ignifugeant ne sont mis au rebut qu'à la fin de leur durée d'utilisation. Du côté des émissions, celles issues de la production seraient immédiatement stoppées, contrairement à celles provenant des étapes d'utilisation et d'élimination qui ne réagiraient qu'avec un temps de retard. Les flux entrant dans l'hydrosphère en 2020 seraient réduits de 75 %. Le flux restant provient de dépôts secs et occultes de particules de HBCD en

suspension (depuis l'atmosphère sur le sol) et d'infiltrations au niveau des décharges. Si l'on considère les intrants accumulés dans les décharges et l'hydrosphère, l'atténuation ne s'amorce que lentement.

### Le HBCD est une substance particulièrement préoccupante.

Parlons pour finir de la quantité de HBCD qui se sera probablement accumulée dans l'hydrosphère entre 1980 et 2020. D'après notre modèle, il devrait s'agir de 0,01 % de la quantité de HBCD utilisée ; autrement dit, ces 40 ans verront l'accumulation dans les eaux suisses d'environ 15 kg de HBCD. A première vue, ce chiffre paraît modeste. Cette quantité serait-elle alors sans danger pour l'environnement ? La réponse est malheureusement « non ». En effet, l'Agence européenne des produits chimiques (Echa) chargée de coordonner la mise en œuvre de la nouvelle réglementation chimique européenne REACH, classe le HBCD parmi les substances PBT – persistantes, bioaccumulables et toxiques. Pour les organismes aquatiques, le HBCD se révèle même particulièrement toxique et il est avéré, justement en raison de sa faible biodégradabilité, que cette substance peut avoir à long terme des effets négatifs sur l'environnement aquatique. C'est pourquoi le HBCD figure depuis octobre 2008 sur la liste des substances particulièrement préoccupantes concernées en priorité par le programme d'évaluation et d'autorisation REACH. Mais même si nous trouvons une solution pour l'emploi du HBCD, cette substance nous accompagnera encore longtemps. Notre simulation dynamique partant d'une interdiction en 2005 l'a bien montré : si les émissions générées par la production, l'utilisation et l'élimination sont effectivement réduites ou stoppées, à plus ou moins longue échéance, le HBCD déjà émis vers les sédiments ou les sols y est stocké pour très longtemps. ○ ○ ○

- [1] Birnbaum L.S., Staskal D.F. (2004): Brominated flame retardants: Cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112, 9.
- [2] 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 and Technology* 42, 6378–6384.
- [3] Gerecke A.C., Schmid P., Bogdal C., Kohler M., Zennegg M., Heeb N.V. (2008): Brominated flame retardants – Endocrine-disrupting chemicals in the Swiss environment. *Chimia* 62(5), 352–357.
- [4] Danish Environmental Protection Agency (1999): Brominated flame retardants: Substance flow analysis and assessment of alternatives.
- [5] Morf L.S., Taverna R., Daxbeck H., Smutny R. (2003): Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA, substance flow analysis. Swiss Federal Office for the Environment.
- [6] Morf L.S., Buser A., Taverna R., Bader H.-P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an eExample of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62(5), 424–431.
- [7] Morf L.S., Buser A.M., Taverna R., Bader H.-P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62, 424–431.

# 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)

**Abegglen C., Joss A., Boehler M., Buetzer S., Siegrist H.** (2009) : Reducing the natural color of membrane bioreactor permeate with activated carbon or ozone. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 60 (1), 155–165.

**Abegglen C., Rosenstiel R., Ort C., Schärer M.** (2009) : Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (6), 584–592.

**Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H., Baines S.B., Hessen D.O., Keller W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A., Winder M.** (2009) : Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54 (6/2), 2283–2297.

**Aeppli C., Berg M., Cirpka O.A.M., Holliger C., Schwarzenbach R.P., Hofstetter T.B.** (2009) : Influence of mass-transfer limitations on carbon isotope fractionation during microbial dechlorination of trichloroethene. *Environmental Science and Technology* 43 (23), 8813–8820.

**Althaus R., Klump S., Onnis A., Kipfer R., Purtschert R., Stauffer F., Kinzelbach W.** (2009) : Noble gas tracers for characterisation of flow dynamics and origin of groundwater : A case study in Switzerland. *Journal of Hydrology* 370 (1–4), 64–72.

**Bell T., Gessner M.O., Griffiths R.I., McLaren J., Morin P.J., van der Heijden M., van der Putten W.** (2009) : Microbial biodiversity and ecosystem functioning under controlled conditions and in the wild. In : Naeem S., Bunker D.E., Hector A., Loreau M., Perrings C. (Eds.) *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing : An Ecological and Economic Perspective*, Oxford University Press, 121–133.

**Benesh D.P., Hasu T., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009) : Seasonal changes in host phenotype manipulation by an acanthocephalan : Time to be transmitted? *Parasitology* 136 (2), 219–230.

**Benesh D.P., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009) : Acanthocephalan size and sex affect the modification of intermediate host colouration. *Parasitology* 136 (8), 847–854.

**Blinov A., Alfimov V., Beer J., Gilichinsky D., Schirmeister L., Kholodov A., Nikolskiy P., Opel T., Tikhomirov D., Wetterich S.** (2009) : Ratio of <sup>36</sup>Cl/Cl in ground ice of east Siberia and its application for chronometry. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 10, Q0AA03 (12 pp).

**Boehm A., Steiner S., Zaehring F., Casanova A., Hamburger F., Ritz D., Keck W., Ackermann M., Schirmer T., Jenal U.** (2009) : Second messenger signalling governs *Escherichia coli* biofilm

induction upon ribosomal stress. *Molecular Microbiology* 72 (6), 1500–1516.

**Boethling R., Fenner K., Howard P., Klecka G., Madsen T., Snape J.R., Whelan M.J.** (2009) : Environmental Persistence of Organic Pollutants: Guidance for Development and Review of POP Risk Profiles. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (4), 539–556.

**Bogdal C., Schmid P., Zennegg M., Anselmetti F.S., Scherlinger M., Hungerbühler K.** (2009) : Blast from the past: Melting glaciers as a relevant source for persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8173–8177.

**Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Boller M., Schoknecht U., Lamani X., Bester K., Vonbank R., Simmler H.** (2009) : Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 36–47.

**Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J.** (2009) : Schadstoffe aus Fassaden. *Tec21* 3–4, 28–31.

**Dang C.K., Schindler M., Chauvet E., Gessner M.O.** (2009) : Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90 (1), 122–131.

**De Stasio B.T., Golemgski T., Livingstone D.M.** (2009) : Temperature as a Driving Factor in Aquatic Ecosystems. In : Likens G.E. (Ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*, Elsevier, Oxford, 690–698.

**Diener S., Gutiérrez F.R., Zurbrügg C., Tockner K.** (2009) : Are larvae of the Black Soldier fly – *Hermetia illucens* – a financially viable option for organic waste management in Costa Rica? Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy, 6 pp.

**Dominguez D., Truffer B.** (2009) : Abwasserwirtschaft – Strategische Planung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (9), 1–8.

**Ferrer Duch A., Nguyen-Viet H., Morel A., Zinsstag J.** (2009) : Quantifying diarrhea infection risks. In : Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.

**Fitzmaurice A.G., Bilgin A.A., O'Day P.A., Illera V., Burris D.R., Reisinger H.J., Hering J.G.** (2009) : Geochemical and hydrologic controls on the mobilization of arsenic derived from herbicide application. *Applied Geochemistry* 24 (11), 2152–2162.

**Förster M., Laabs V., Lamshöft M., Groeneweg J., Zühlke S., Spittler M., Krauss M., Kaupenjohann M., Amelung W.** (2009) : Sequestration of manure-applied sulfadiazine residues in soils. *Environmental Science and Technology* 43 (6), 1824–1830.

**Frey M.** (2009) : Prediction of critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters. (2009). Dissertation 18291, ETH Zürich, Switzerland, 129 pp.

**Froehlicher M., Liedtke A., Groh K.J., Neuhaus S.C.F., Segner H., Eggen R.I.L.** (2009) : Zebrafish (*Danio rerio*) neuromast: Promising biological endpoint linking developmental and toxicological studies. *Aquatic Toxicology* 95 (4), 307–319.

**Giger W., Bürgi D., Burkhardt M., Morf L.S.** (2009) : Wege zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit biozider Wirkstoffe. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 14–15.

**Gordon S.P., Reznick D.N., Kinnison M.T., Bryant M.J., Weese D.J., Räsänen K., Millar N.P., Hendry A.P.** (2009) : Adaptive changes in life history and survival following a new guppy introduction. *American Naturalist* 174 (1), 34–45.

**Götz C.W., Stamm C., Fenner K., Singer H., Schärer M., Hollender J.** (2009) : Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. *Environmental Science and Pollution Research*, online first (14 pp).

**Grimm V., Ashauer R., Forbes V., Hommen U., Preuss T.G., Schmidt A., van den Brink P.J., Woogram J., Thorbek P.** (2009) : CREAM: A European project on mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals. *Environmental Science and Pollution Research* 16 (6), 614–617.

**Güsewell S., Gessner M.O.** (2009) : N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology* 23 (1), 211–219.

**Güttinger H., Wallbaum H., Krank S.** (2009) : Mit der Klimaerwärmung leben? *Tec21* 13, S. 12.

**Haberzettl T., Anselmetti F.S., Bowen S.W., Fey M., Mayr C., Zolitschka B., Ariztegui D., Mauz B., Ohlendorf C., Kastner S., Lücke A., Schäbitz F., Wille M.** (2009) : Late Pleistocene dust deposition in the Patagonian steppe – extending and refining the paleoenvironmental and tephrochronological record from Laguna Potrok Aike back to 55 ka. *Quaternary Science Reviews* 28 (25–26), 2927–2939.

**Harmon L.J., Matthews B., Des Roches S., Chase J., Shurin J.B., Schluter D.** (2009) : Evolutionary diversification in stickleback affects ecosystem functioning. *Nature* 458 (7274), 1167–1170.

- Hassellöv M., Kaegi R.** (2009): Analysis and characterization of manufactured nanoparticles in aquatic environments. In: Lead, J.R., Smith, E. (Eds.) *Environmental and human health impacts of nanotechnology*, Wiley, Chichester, West Sussex, 211–266.
- Heck T., Seebach D., Osswald S., ter Wiel M.K.J., Kohler H.P.E., Geueke B.** (2009): Kinetic Resolution of Aliphatic *B*-Amino Acid Amides by *B*-Aminopeptidases. *Chembiochem* 10 (9), 1558–1561.
- Hildebrand H., Kühnel D., Potthoff A., Mackenzie K., Springer A., Schirmer K.** (2010): Evaluating the cytotoxicity of palladium/magnetite nano-catalysts intended for wastewater treatment. *Environmental Pollution* 158 (1), 65–73.
- Hladysz S., Gessner M.O., Giller P.S., Pozo J., Woodward G.** (2009): Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwater Biology* 54 (5), 957–970.
- Holländer H.M., Blume T., Bormann H., Buytaert W., Chirico G.B., Exbrayat J.F., Gustafsson D., Hölzel, Kraft P., Stamm C., Stoll S., Blöschl G., Flüher H.** (2009): Comparative predictions of discharge from an artificial catchment (Chicken Creek) using sparse data. *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (11), 2069–2094.
- Hollender J., Zimmermann S.G., Koepke S., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Singer H., von Gunten U., Siegrist H.** (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science and Technology* 43 (20), 7862–7869.
- Hug T., Benedetti L., Hall E.R., Johnson B.R., Morgenroth E., Nopens I., Rieger L., Shaw A., Vanrolleghem P.A.** (2009): Wastewater treatment models in teaching and training: The mismatch between education and requirements for jobs. *Water Science and Technology* 59 (4), 745–753.
- Jokela J., Dybdahl M.F., Lively C.M.** (2009): The maintenance of sex, clonal dynamics, and host-parasite coevolution in a mixed population of sexual and asexual snails. *The American Naturalist* 174 (s1), S43–S53.
- Karvonen A., Seppälä O., Tellervo Valtonen E.** (2009): Host immunization shapes interspecific associations in trematode parasites. *Journal of Animal Ecology* 78 (5), 945–952.
- King K.C., Delph L.F., Jokela J., Lively C.M.** (2009): The geographic mosaic of sex and the Red Queen. *Current Biology* 19 (17), 1438–1441.
- Klinke A.** (2009): Deliberative transnationalism — Transnational governance, public participation and expert deliberation. *Forest Policy and Economics* 11 (5–6), 348–356.
- Knauer S., Singer H., Hollender J., Knauer K.** (2010): Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. *Environmental Pollution* 158 (1), 167–174.
- Koottatep T., Morel A., Jiawkok S.** (2009): Development of a strategy to improve faecal sludge management in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Krauss M., Longrée P., Dorusch F., Ort C., Hollender J.** (2009): Occurrence and removal of *N*-nitrosamines in wastewater treatment plants. *Water research* 43 (17), 4381–4391.
- Krogh K.A., Jensen G.G., Schneider M.K., Fenner K., Halling-Sørensen B.** (2009): Analysis of the dissipation kinetics of ivermectin at different temperatures and in four different soils. *Chemosphere* 75 (8), 1097–1104.
- Larsen T.A., Lienert J.** (2009): Novaquatis – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. In: Hörn, H., Günthert, W. (Eds.) *Perspektiven in der Siedlungswasserwirtschaft*, Technische Universität München, Germany, 51–79.
- Liscio C., Magi E., Di Carlo M., Suter M.J.F., Vermeirssen E.L.M.** (2009): Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses. *Environmental Pollution* 157 (10), 2716–2721.
- Litt T., Krastel S., Sturm M., Kipfer R., Örcen S., Heumann G., Franz S.O., Ülgen U.B., Niessen F.** (2009): PALEOVAN, International Continental Scientific Drilling Program (ICDP): Site survey results and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 28 (15–16), 1555–1567.
- Livingstone D.M., Adrian R.** (2009): Modeling the duration of intermittent ice cover on a lake for climate-change studies. *Limnology and Oceanography* 54 (5), 1709–1722.
- Lüthi C., Morel A., Kohler P., Tilley E.** (2009): A 4-Country comparative validation of the HCES planning approach for environmental sanitation. In: Tilley E., Wachs T. (Eds.), *NCCR North-South*, Bern, Switzerland, 132.
- MacKay M.D., Neale P.J., Arp C.D., De Senerpont Domis L.N., Fang X., Gal G., Jöhnk K.D., Kirillin G., Lenters J.D., Litchman E., MacIntyre S., Marsh P., Melack J., Mooij W.M., Peeters F., Quesada A., Schladow S.G., Schmid M., Spence C., Stokes S.L.** (2009): Modeling lakes and reservoirs in the climate system. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2315–2329.
- Mandaliev P., Dähn R., Wehrli B., Wieland E.** (2009): Macro- and microspectroscopic study of Nd (III) uptake mechanisms in hardened cement paste. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8462–8468.
- Marotta H., Duarte C.M., Sobek S., Enrich-Prast A.** (2009): Large CO<sub>2</sub> disequilibria in tropical lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 23, GB4022 (4 pp).
- McKie B.G., Schindler M., Gessner M.O., Malmqvist B.** (2009): Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: Environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia* 160 (4), 757–770.
- Meesters R.J.W., Duisken M., Hollender J.** (2009): Cytochrome P450-catalysed arene-epoxidation of the bioactive tea tree oil ingredient *p*-cymene: Indication for the formation of a reactive allergenic intermediate? *Xenobiotica* 39 (9), 663–671.
- Meierhofer R.** (2009): Solar Water Disinfection contributes to reduce the global diarrhoea burden. *IWRA Newsletter of the International Water Resources Association* 22 (2), 5–10.
- Meierhofer R., Landolt G.** (2009): Factors supporting the sustained use of solar water disinfection – Experiences from a global promotion and dissemination programme. *Desalination* 248 (1–3), 144–151.
- Menniti A., Kang S., Elimelech M., Morgenroth E.** (2009): Influence of shear on the production of extracellular polymeric substances in membrane bioreactors. *Water research* 43 (17), 4305–4315.
- Milferstedt K., Pons M., Morgenroth E.** (2009): Analyzing characteristic length scales in biofilm structures. *Biotechnology and bioengineering* 102 (2), 368–379.
- Montangero A., Le N.C., Nguyen V.A., Vu D.T., Pham T.N.** (2009): Material flow analysis (MFA) for environmental sanitation planning. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Montangero A., Schaffner M., Morel A., Lüthi C., Schertenleib R., Nguyen-Viet H., Surkinku N., Koottatep T.** (2009): Environmental sanitation planning: putting the households at the centre. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Sarathai Y., Nguyen V.A., Koottatep T.** (2009): Innovative wastewater treatment – from laboratory research to wide-scale application. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Thammanosouth S., Chanthala T.** (2009): Participatory planning of sanitation in Vientiane, Lao PDR. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morgenroth E., Milferstedt K.** (2009): Biofilm engineering: Linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 8 (3), 203–208.

**Mzighani S.I., Nikaido M., Miyuki Takeda M., Seehausen O., Budeba Y.L., Ngatunga B.P., Katunzi E.F.B., Aibara M., Mizoiri S., Sato T.T.H., Okada N.** (2009): Genetic variation and demographic history of the *Haplochromis laparogramma* Group of Lake Victoria—An analysis based on SINEs and mitochondrial DNA. *Gene, Uncorrected Proof* (10 pp).

**Nesatyy V.J., Groh K., Nestler H., Suter M.J.F.** (2009): On the acquisition of +1 charge states during high-throughput proteomics: Implications on reproducibility, number and confidence of protein identifications. *Journal of Proteomics* 72 (5), 761–770.

**Neuwoehner J., Fenner K., Escher B.I.** (2009): Physiological modes of action of fluoxetine and its human metabolites in algae. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6830–6837.

**Nguyen-Viet H., Schertenleib R., Zurbrügg C., Zinsstag J., Tanner M.** (2009): Integrated framework for health and environmental sanitation assessment. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.

**Nguyen-Viet H., Zinsstag J., Schertenleib R., Zurbrügg C., Obrist B., Montangero A., Surkinku N., Koné D., Morel A., Cissé G., Koottatep T., Bonfoh B., Tanner M.** (2009): Improving environmental sanitation, health, and well-being: A conceptual framework for integral interventions. *Eco Health* (12 pp).

**Pongquan S., Teamvan B., Zurbrügg C.** (2009): Understanding environmental governance in water and sanitation: a case study in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.

**Pons M., Milferstedt K., Morgenroth E.** (2009): Biofilm monitoring on rotating discs by image analysis. *Biotechnology and Bioengineering* 103 (1), 105–116.

**Rempfer J., Livingstone D.M., Forster R., Blodau C.** (2009): Response of hypolimnetic oxygen concentrations in deep Swiss perialpine lakes to inter-annual variations in winter climate. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30 (5), 717–721.

**Richter M.K., Sander M., Krauss M., Christl I., Dahinden M.G., Schneider M.K., Schwarzenbach R.P.** (2009): Cation binding of antimicrobial sulfathiazole to Leonardite humic acid. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6632–6638.

**Sarathai Y., Morel A., Koottatep T.** (2009): Hydraulic modeling of an anaerobic baffled reactor (ABR). In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.

**Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R.** (2009): Modeling the contribution of point sources

and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment* 407 (17), 4902–4915.

**Schindler M.H., Gessner M.O.** (2009): Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90 (6), 1641–1649.

**Schmid M., Busbridge M., Wüest A.** (2010): Double-diffusive convection in Lake Kivu. *Limnology and Oceanography* 51 (1), 225–238.

**Schmidt B.R., Räsänen K.** (2009): Evolution of local adaptation in brown frogs: On the 150<sup>th</sup> birthday of Darwin's « On the Origin of Species ». *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2), 153–162.

**Schweizer M., Seehausen O., Güntert M., Hertwig S.T.** (2009): The evolutionary diversification of parrots supports a taxon pulse model with multiple trans-oceanic dispersal events and local radiations. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, in Press, Corrected Proof (11 pp).

**Silander O.K., Ackermann M.** (2009): The constancy of gene conservation across divergent bacterial orders. *BMC Research Notes* 2 (2), open access (9 pp).

**Sin G., Gernaey K.V., Neumann M.B., van Loosdrecht M.C.M., Gujer W.** (2009): Uncertainty analysis in WWTP model applications: A critical discussion using an example from design. *Water research* 43 (11), 2894–2906.

**Stamm C.** (2009): Neue Herausforderungen für die Schweizer Wasserwirtschaft. *Natur und Mensch* 51 (4–5), 25–27.

**Stelkens R.B., Young K.A., Seehausen O.** (2009): The accumulation of reproductive incompatibilities in African cichlid fish. *Evolution*, Articles online in advance of print (17 pp).

**Störmer E., Truffer B., Dominguez D., Gujer W., Herlyn A., Hiessl H., Kastenzholz H., Klinke A., Markard J., Maurer M., Ruef A.** (2009): The exploratory analysis of trade-offs in strategic planning: Lessons from regional infrastructure foresight. *Technological Forecasting and Social Change* 76 (9), 1150–1162.

**Surkinku N., Morel A., Koottatep T.** (2009): Fate of *E. coli* and *Salmonella* in tropical farmland and their associated health risks. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.

**Tamas A., Tobias R., Mosler H.J.** (2009): Promotion of solar water disinfection: Comparing the effectiveness of different strategies in a longitudinal field study in Bolivia. *Health Communication* 24 (8), 711–722.

**Thielsch A., Brede N., Petrussek A., De Meester L., Schwenk K.** (2009): Contribution of cyclic parthenogenesis and colonization history to population structure in *Daphnia*. *Molecular Ecology* 18 (8), 1616–1628.

**Tranvir L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loisel S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K., Fortino K., Knoll L.B., Kortelainen P.L., Kutser T., Larsen S., Laurion I., Leech D.M., McCallister S.L., McKnight D.M., Melack J.M., Overholt E., Porter J.A., Prairie Y., Renwick W.H., Roland F., Sherman B.S., Schindler D.W., Sobek S., Tremblay A., Vanni M.J., Verschoor A.M., von Wachenfeldt E., Weyhenmeyer G.A.** (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2298–2314.

**Veltsos P., Keller I., Nichols R.A.** (2009): Geographically localised bursts of ribosomal DNA mobility in the grasshopper *Podisma pedestris*. *Heredity* 103, 54–61.

**Voegelin A., Kaegi R., Frommer J., Vantelon D., Hug S.J.** (2010): Effect of phosphate, silicate, and Ca on Fe(III)-precipitates formed in aerated Fe(II)- and As(III)-containing water studied by X-ray absorption spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74 (1), 164–186.

**Vögeli Y., Lohri C., Kassenga G., Baier U., Zurbrügg C.** (2009): Technical and biological performance of the ARTI compact biogas plant for kitchen waste – Case study from Tanzania. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 9 pp.

**Vogt T., Hoehn E., Schneider P., Cirpka O.A.** (2009): Untersuchung der Flusswasserinfiltration in voralpinen Schottern mittels Zeitreihenanalyse. *Grundwasser* 14 (3), 179–194.

**Vologina E.G., Sturm M.** (2009): Types of Holocene deposits and regional pattern of sedimentation in Lake Baikal. *Russian Geology and Geophysics* 50 (8), 722–727.

**Wirth S.** (2009): Technologien auf die Beine stellen. *Umwelt Perspektiven* 4, 11–15.

**Woods P.J., Müller R., Seehausen O.** (2009): Intergenic epistasis causes asynchronous hatch times in whitefish hybrids, but only when parental ecotypes differ. *Journal of Evolutionary Biology* 22 (11), 2305–2319.

**Worch H., Klinke A.** (2009): Governance in der schweizerischen Abwasserwirtschaft. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (3), 173–178.

**Zhu C., Kipfer R.** (2010): Noble gas signatures of high recharge pulses and migrating jet stream in the late Pleistocene over Black Mesa, Arizona, United States. *Geology* 38 (1), 83–86.

**Zurbrügg C., Morel A., Koottatep T.** (2009): Saubere Lösungen im schmutzigen Geschäft. In: Monard D. (Ed.) *Gemeinsam zum Erfolg. Was Wasserforschungspartnerschaften mit Entwicklungsländern bewirken*. Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT), Bern, Switzerland, 16–17.

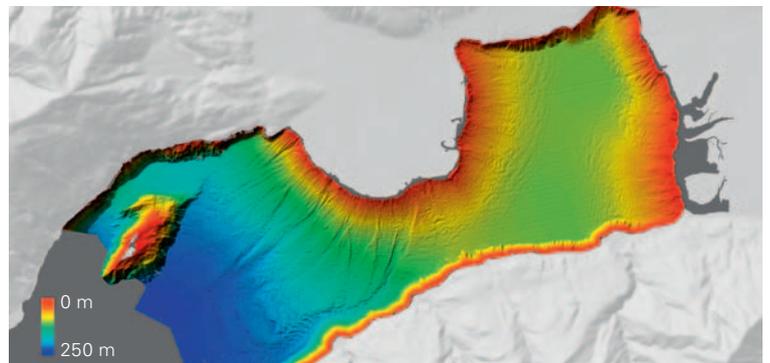
## Le fond des lacs revisité

Après le succès du projet pilote mené au lac des Quatre-Cantons, l'Eawag s'est penché sur les fonds de la partie suisse du lac Majeur. Un nouveau sonar permet maintenant de décrire les reliefs sous-lacustres avec une précision jamais atteinte. Mais les formidables images numériques obtenues n'apportent pas que des réponses: elles sont aussi le point de départ de nouveaux projets de recherche !

En mai 2009, une équipe de l'Eawag a parcouru la partie suisse du lac Majeur en long, en large et en travers à bord du bateau de recherche Thalassa pour en scruter le fond à l'aide d'un sonar particulier. Si les pays côtiers utilisent cette technique depuis assez longtemps pour représenter leurs fonds marins sur les cartes dites bathymétriques, son utilisation en Suisse est récente et date seulement du projet pilote mené il y a peu sur le lac des Quatre-Cantons et le Léman. Les nouveaux sonars sont capables de sonder une multitude de points lors d'une même mesure, ce qui permet d'obtenir une représentation tridimensionnelle des fonds avec une résolution de l'ordre du centimètre. De telles images sont maintenant disponibles pour le lac Majeur et la qualité du détail est étonnante: on y distingue aussi bien les conduites sous-lacustres que les petits cratères formés par les émanations de méthane dans le delta de la Verzasca au large de Tenero.

**Une histoire passionnante.** A partir des détails révélés, les chercheurs peuvent retracer certains aspects de l'histoire du lac. Ils ont ainsi constaté qu'aucun chenal sous-lacustre n'était plus visible sur le talus du delta de la Maggia à l'endroit où elle se jette actuellement dans le lac mais que de tels chenaux apparaissaient nette-

Image des fonds de la partie supérieure du lac Majeur. Au centre, le delta de la Maggia et, à gauche, les îles de Brissago et leur socle.



ment dans le prolongement d'anciennes embouchures au niveau d'Ascona. Ces observations donnent une indication de la fréquence du charriage de la Maggia et de la composition des matériaux transportés. Autre élément marquant, le Tessin et la Verzasca ne forment pas de delta en forme d'éventail comme la Maggia mais déposent leurs alluvions le long d'une ligne presque droite en une progression lente et continue vers l'ouest.

### Y aura-t-il deux lacs dans 1000 ans?

Les nouvelles cartes des fonds lacustres montrent aussi très nettement que le delta de la Maggia séparera la partie supérieure du reste du lac à plus ou moins longue échéance. Aujourd'hui, le seuil qui atteint déjà le pied du Gambarogno est plus élevé que les fonds de la partie orientale du lac. Il est difficile de dire dans combien de temps San Nazzaro ne donnera plus sur un lac mais plutôt sur les rives d'un cours d'eau. « Certainement pas avant 500 ans », assure Flavio Anselmetti, le limnologue de l'Eawag responsable du projet.

**Emergence de nouvelles questions.** Les nouvelles images permettent donc de répondre à certaines questions concernant

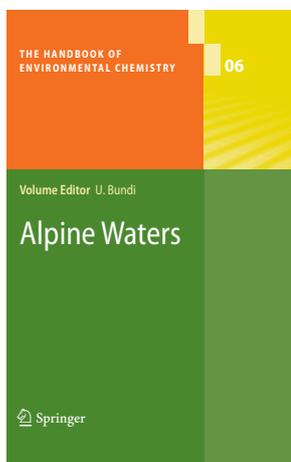
le passé du lac et autorisent certaines prédictions. Mais elles suscitent également de nouveaux questionnements: ainsi, un glissement des dépôts recouvrant les rives escarpées pourrait-il par exemple se produire sous l'effet d'un séisme et provoquer une vague de fond de type tsunami? Ou bien, serait-il possible à partir des échos sonar d'évaluer la nature des sédiments lacustres en plus de la topographie des fonds? Ou encore, peut-on utiliser les cartes pour la surveillance des apports de charriage dans le lac? En effet, si le régime hydrologique des rivières se modifie sous l'effet des changements climatiques, les modalités de transport et de dépôt des matériaux solides vont également changer. Dans un premier temps, les chercheurs de l'Eawag souhaitent se consacrer à l'étude approfondie de certaines structures mises en évidence par le sonar et notamment des petits cratères découverts dans la partie nord du delta du Tessin et de la Verzasca. Ces « pockmarks » sont le signe de dégagements de gaz dans cette zone. « Je ne pense pas réellement que l'on puisse exploiter ces émissions de méthane », déclare Anselmetti, « mais ces sources peuvent indiquer des zones d'instabilité du talus. »



Andri Bryner

Le nouveau travail « d'auscultation » des fonds du lac Majeur s'inscrit dans un projet pilote de l'Eawag et de l'université de Genève. Il a pu voir le jour grâce au soutien scientifique du Service de géologie de Norvège et de l'université belge de Gent. Son financement était initialement assuré par Swisstopo (Office fédéral de topographie), l'Office fédéral de l'environnement et le Département de la défense et de la protection de la population.

## Hydrosystèmes alpins



Un ouvrage spécialisé en langue anglaise intitulé « Alpine Waters » est paru en janvier dans la série « The Handbooks of Environmental Chemistry ». De nombreux chercheurs de l'Eawag ont été impliqués dans sa rédaction. Le livre présente les diverses propriétés et caractéristiques des hydrosystèmes alpins, explique leur importance pour les régions de montagne et leur développement et indique les nécessités d'action et difficultés potentielles liées à leur future gestion. Les auteurs abordent également la

situation des cours d'eau de plaine et de leur environnement et rendent ainsi compte des relations entre monts et vallées.

Le livre s'adresse aux chercheurs, ingénieurs et étudiants en sciences de l'environnement, aux professionnels des domaines de l'évaluation et du contrôle des risques, de la toxicologie et de l'écologie, ainsi qu'aux décideurs des milieux politiques, industriels et administratifs. ○ ○ ○

## La mousson extrait de l'arsenic des sols contaminés

L'utilisation des eaux souterraines arséniées pour l'irrigation peut entraîner une accumulation d'arsenic dans les sols des rizières. A forte concentration, ce toxique peut ensuite contaminer le riz cultivé. Des chercheurs de l'Eawag et de l'ETH de Zurich associés dans un projet à une équipe du Bangladesh viennent de montrer dans une étude publiée dans la célèbre revue Nature Geoscience qu'une partie de l'arsenic accumulé dans les sols était évacué lors des inondations causées par la mousson.

On estime que 1360 tonnes d'arsenic se déversent chaque année sur les sols cultivés du Bangladesh suite à l'irrigation des champs avec des eaux souterraines arséniées. Les experts craignent une accumulation durable de ce toxique dans les terres agricoles. Or



les champs inondés par la mousson voient leur teneur en arsenic diminuer pendant cette période pour des raisons ignorées jusqu'à récemment. La nouvelle étude montre que l'arsenic accumulé dans le sol est libéré dans l'eau interstitielle puis transite par diffusion vers l'eau qui recouvre les champs inondés pour enfin se trouver emporté vers les rivières par la décrue. Grâce à ce processus, les sols agricoles perdent ainsi chaque année de 13 à 62 % de l'arsenic qu'ils reçoivent par l'irrigation. [www.eawag.ch/monsoon](http://www.eawag.ch/monsoon)

## Jukka Jokela est entré à la direction de l'Eawag



Depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2010, la direction de l'Eawag a complété ses rangs en accueillant Jukka Jokela. Le nouveau membre est professeur ordinaire d'écologie aquatique à l'ETH de Zurich et a dirigé le Département d'écologie aquatique de l'Eawag de 2005 à 2009. En faisant entrer Jukka Jokela à la direction de l'Eawag, le Conseil des EPF confirme la place prioritaire de la recherche interdisciplinaire sur l'écologie et l'évolution dans la recherche sur l'eau au sein de l'établissement. ○ ○ ○

## Mesurer la pluie avec les antennes de téléphonie mobile

Du fait que la pluie perturbe le fonctionnement du réseau de téléphonie mobile, les chercheurs de l'Eawag peuvent utiliser les données de l'opérateur Orange pour mesurer la pluviométrie. La nouvelle méthode possède une précision géographique bien supérieure à celle des pluviomètres classiques. Combinée à un système intelligent de régulation du réseau d'assainissement, elle pourrait permettre d'améliorer la protection des eaux en milieu urbain. En effet, les pluies inattendues provoquent souvent une surcharge du réseau d'assainissement, notamment en zone fortement urbanisée: les eaux pluviales se mélangent aux eaux usées évacuées par les égouts, et lorsque les volumes transportés dépassent la capacité des bassins de rétention, les eaux se déversent non traitées dans le milieu naturel. Sur une année, les quantités de polluants ainsi rejetées ne sont pas très importantes mais les pics de pollution peuvent être quand même dangereux pour les poissons et les algues. Et comme les changements climatiques sont susceptibles d'entraîner une augmentation des extrêmes de précipitation en Europe, le problème devrait aller en s'aggravant. C'est pourquoi l'Eawag développe actuellement un modèle de simulation qui utilise les données du réseau de téléphonie mobile pour retracer les événements pluvieux avec une grande exactitude. Il devrait aider à mieux gérer les systèmes d'évacuation pour éviter les débordements d'eau polluée dans le milieu naturel. [www.eawag.ch/mesurerlapluie](http://www.eawag.ch/mesurerlapluie)

# Notes

Journée d'info de l'Eawag le 22 juin

## Milieus aquatiques : une biodiversité oubliée ?

Les Nations Unies ont déclaré l'année 2010 Année internationale de la biodiversité. L'Eawag souhaite apporter sa contribution à cet événement. A l'occasion de sa journée d'information annuelle qui se tiendra le 22 juin, les scientifiques de l'Eawag présenteront leurs résultats de recherche en rapport avec la biodiversité. Car, si les lacs et cours d'eau ne représentent que 0,3 % de la surface terrestre, ils abritent 7 % des espèces et même 40 % de la totalité des espèces de poissons connues. Les milieux d'eau douce contribuent donc fortement à la biodiversité de la planète. Mais cette diversité est fortement menacée et il est urgent d'engager des mesures de conservation. Toutefois, les gestionnaires sont contraints à prendre des décisions sur la base de données insuffisantes. Par ses activités de recherche et de conseil, l'Eawag tente de remédier à cette situation. Les thèmes forts de la journée d'info seront notamment : la biodi-

versité piscicole, la diversité génétique et la conservation des espèces, les espèces invasives, les effets du changement climatique et la biodiversité dans l'assainissement. [www.eawag.ch/journeeinfo](http://www.eawag.ch/journeeinfo)



## Agenda

### Cours

9/10 Mars, Eawag Kastanienbaum  
**Cours de pêche électrique à l'intention des formateurs** (en allemand)

4/5 Mai, EPF Lausanne  
**Introduction à l'écotoxicologie**

18-20 Mai, Eawag Kastanienbaum  
**Les poissons des eaux suisses** (en allemand)

8/9 Juin, Eawag Dübendorf  
**Métaux et nanoparticules métalliques synthétiques dans l'environnement aquatique** (en allemand)

15/16 Juin, Eawag Dübendorf  
**Analyse chimique appliquée à l'environnement: difficultés, concepts et méthodes** (en allemand)

21-25 Juin, Eawag Dübendorf  
**Summer School Environmental Systems Analysis** (en anglais)

### Visite(s) guidée(s)

9 Mars, 17:00, Eawag Dübendorf  
**Visite guidée du Forum Chriesbach**

### Colloques

13-18 Juin, ETH Zürich  
**GQ10 Groundwater Quality 2010** (en anglais)

22 Juin, ETH Zürich  
**Journée d'info de l'Eawag: Milieux aquatiques - une biodiversité oubliée ?** (en allemand)

## Conférence Eaux souterraines GQ 10

Du 13 au 18 juin 2010, l'Eawag organise dans les locaux de l'ETH de Zurich une conférence internationale sur le thème « Qualité des eaux souterraines 2010 ».

Elle s'intéressera notamment aux aspects de gestion et de protection de cette ressource dans le contexte des changements rapides que connaît aujourd'hui l'environnement. La conférence souhaite favoriser les échanges entre chercheurs, fournisseurs d'eau et représentants de l'industrie et des administrations. Trois groupements internationaux se sont engagés aux côtés de l'Eawag pour la mise en place de cette conférence : « l'International Association of Hydrological Sciences », « l'International Commission on Ground Water » et « l'International Association of Hydrogeologists ».



**GROUNDWATER QUALITY 2010**

[www.eawag.ch/gq10](http://www.eawag.ch/gq10)

## Un Watt d'Or pour l'Eawag

Economiser l'eau, c'est économiser l'énergie. C'est pour avoir su appliquer ce précepte que le service des eaux de la commune tessinoise de Gordola s'est vu attribuer, dans la catégorie « Société », le tant convoité Watt d'Or 2010, prix suisse de l'énergie décerné par l'Office fédéral de l'énergie. Une part de ce succès revient à l'Eawag. Au travers de plusieurs projets de recherche et de conseil, l'institut a en effet assisté la commune dans sa volonté de modernisation du système d'approvisionnement en eau potable dans une perspective de développement durable. Bruno Storni, le conseiller municipal de Gordola responsable du projet, déclare à ce propos : « Nous aurions certainement pu confier la planification de divers éléments de la nouvelle installation à des bureaux d'étude privés. C'est une pratique que nous adoptons aujourd'hui avec grand succès. Mais sans le savoir-faire de l'Eawag, nous n'aurions pu aborder le problème de manière aussi innovante, en considérant à la fois les besoins des usagers et les impératifs des distributeurs d'eau. »



Le chantier du nouveau réservoir où une microcentrale à eau potable sera également installée.

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