

Eawag

INews



Du milieu naturel au verre d'eau – une eau potable de qualité pour aujourd'hui et pour demain

Ressources en eau potable et changements climatiques. Page 8

Qualité hygiénique de l'eau potable : nouvelles méthodes d'évaluation. Page 20

L'association fructueuse de la recherche et de la pratique. Page 32



Janet Hering,
directrice de l'Eawag

Une eau potable de qualité : un défi pour notre société

Que croyez-vous que les lecteurs du « British Medical Journal » ont désigné comme étant le plus grand progrès médical des 166 dernières années? Non pas la découverte des antibiotiques, de l'anesthésie ou de la vaccination mais bien la généralisation de bonnes pratiques sanitaires. Telle a été la réponse de la majorité des 11 000 participants au sondage lancé par le journal en 2007. En effet, de bonnes conditions sanitaires sont la clé d'une eau potable de qualité et donc garantes de santé.

Dans les pays industriels, les épidémies de typhus et de choléra, des maladies potentiellement véhiculées par l'eau, appartiennent au passé et une eau potable de qualité irréprochable est considérée comme une évidence. Il en va autrement dans les pays en développement où le manque d'eau potable constitue un réel danger pour la santé humaine. Dans leurs objectifs du millénaire, les Nations Unies reconnaissent l'importance d'assurer aux populations l'accès à l'eau potable et à des installations sanitaires correctes.

La contamination de l'eau potable par des germes pathogènes reste un problème majeur de santé publique. Cependant, les méthodes traditionnelles permettant de juger de la qualité d'hygiène de l'eau sont particulièrement lentes. Il peut ainsi arriver que des infections se manifestent avant que le danger ait été identifié. Pour pallier ce déficit, une équipe de chercheurs de l'Eawag a mis au point une méthode plus rapide sur le principe de la cytométrie en flux (voir p. 20) et travaille actuellement à son adaptation aux conditions de terrain.

En plus de germes pathogènes, l'eau potable peut contenir des substances chimiques telles que l'arsenic ou le fluor qui, absorbées de façon chronique, peuvent causer de graves troubles de la santé. Le projet transversal de l'Eawag « Water Resource Quality WRQ » (voir p. 16) est consacré à l'étude des pollutions causées par des éléments géogènes qui, dans certaines conditions du milieu, se dissolvent dans l'eau à partir du substrat minéral environnant. Les chercheurs de WRQ tentent d'autre part de mettre au point des méthodes simples et efficaces pour l'élimination des polluants dans les régions concernées.

Mais même la Suisse et d'autres pays industrialisés ont à faire face à l'émergence incessante de nouvelles problématiques dans le domaine de l'eau potable. La consommation toujours croissante de produits chimiques synthétiques a entraîné une omniprésence des micropolluants dans les milieux servant de ressource en eau. Les méthodes modernes d'élimination de ces substances dans les eaux destinées à la consommation doivent maintenant être transposées des laboratoires de recherche à la réalité du terrain (voir p. 24). Il s'agit là de l'un des objectifs du projet transversal Wave 21 (Approvisionnement en eau au XXI^e siècle) dans lequel l'Eawag travaille en collaboration étroite avec les distributeurs d'eau potable, les industriels et les autorités. L'étude menée conjointement par l'Eawag, le Service des eaux de Zurich et la société de construction Wabag sur la station pilote de Lengg en est un bel exemple (voir p. 28 et 32).

La protection de la ressource est l'un des piliers de l'approvisionnement en eau potable. Il est donc vital d'examiner de près les effets des changements climatiques sur les milieux aquatiques et donc leurs répercussions sur l'approvisionnement (voir p. 8). Dans un autre registre, il est tout aussi important de gérer la situation paradoxale d'une confrontation entre efforts de revitalisation des cours d'eau et protection des ressources en eau potable pouvant s'installer lorsque des captages se trouvent à proximité de rivières devant être élargies (voir p. 12).

L'Eawag n'a pas pour seule mission d'étudier l'eau et les milieux aquatiques, mais aussi de diffuser les résultats de recherche de manière à ce qu'ils puissent contribuer durablement à une amélioration de notre société humaine. Dans cet esprit, l'Eawag s'engage sur divers fronts en s'attaquant aux problématiques émergentes des pays industrialisés tout en recherchant des solutions pour les pays en développement, adoptant pour cela une vision globale de l'environnement aquatique intégrant pareillement les besoins des sociétés humaines et des écosystèmes.

Photo de couverture: Le chercheur de l'Eawag Jakob Helbing prélève un échantillon d'eau dans le bassin de filtration lente de l'usine de production d'eau potable de Lengg qui traite les eaux du lac de Zurich. (Photo: Ruedi Keller, Zurich)

Sommaire

Article thématique

4 Une eau potable de qualité – une évidence



Ruedi Keller, Zürich

L'approvisionnement de la population avec une eau potable de qualité irréprochable est l'un des devoirs fondamentaux de notre société. Comment les travaux de l'Eawag contribuent-ils à long terme à cette tâche ?

Recherches actuelles

8 Ressources en eau et changement climatique

Les aspects quantitatifs des changements climatiques sont aisément reconnaissables. Mais quelle est l'influence du réchauffement de la planète sur la qualité des eaux ?

12 Revitalisation fluviale et eaux souterraines



Eawag

Les eaux souterraines captées pour les besoins en eau potable sont souvent distribuées sans traitement préalable. Cette possibilité demeure-t-elle sur les cours d'eau anciennement endigués ?

16 Pollution par les éléments géogènes



Eawag

Dans le monde, des millions de personnes consomment sans aucun traitement une eau naturellement riche en arsenic ou en fluor. Le projet de l'Eawag « Water Resource Quality WRQ » a permis d'élaborer des cartes des risques indiquant les régions potentiellement menacées.

20 Qualité hygiénique de l'eau potable : nouvelles méthodes d'évaluation

Aujourd'hui, la qualité microbiologique de l'eau potable est évaluée comme il y a cent ans par dénombrement de colonies bactériennes obtenues après culture sur milieu gélosé. Or ces méthodes sont non seulement lentes mais elles sous-estiment aussi le nombre de germes réellement présents dans l'eau. Une nouvelle technique plus rapide, plus fiable et plus flexible a été développée à l'Eawag.

24 Elimination des composés traces organiques



WVZ

Grâce aux nouvelles techniques analytiques, un nombre toujours croissant de composés traces organiques est détecté dans l'eau potable. Mais sont-ils aussi efficacement éliminés par les filières de potabilisation actuelles ?

28 La potabilisation des eaux de demain

Une grande partie des installations de potabilisation construites au milieu du XX^e siècle doivent être rénovées. Dans le cadre du projet de l'Eawag Wave21 « Approvisionnement en eau au XXI^e siècle », deux nouvelles filières incluant une filtration membranaire sont évaluées.

32 L'association fructueuse : recherche et pratique

L'Eawag travaille depuis des années en association avec la pratique. Mais qu'est-ce qui fait le secret d'un projet réunissant partenaires totalement différents ? Les professionnels racontent.

Divers

36 Publications

40 Notes

eawag
aquatic research

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

Rédaction: Martina Bauchrowitz, Eawag

Traductions: Laurence Frauenlob-Puech, D-Waldkirch

Conseiller linguistique: Fabrice Combes, F-Marseille

Copyright: reproduction possible après accord avec la rédaction.

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

Figures: Peter Nadler, Fällanden

Maquette: TBS Identity, Zurich

Graphisme: Peter Nadler, Fällanden

Impression: sur papier recyclé

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

ISSN 1420-3928



Urs von Gunten, chimiste, est professeur titulaire à l'EPF de Zurich et dirige l'équipe de Chimie de l'eau potable et le projet transversal Wave 21 – Approvisionnement en eau au XXI^e siècle – à l'Eawag.

Une eau potable de qualité – une évidence ?

Dans nos contrées, l'eau potable est bien souvent considérée comme un acquis. Or, même en Suisse, le secteur de l'adduction d'eau potable est sans cesse confronté à l'émergence de nouvelles problématiques nécessitant des adaptations permanentes. Aux antipodes de notre idéal d'une « eau potable pour tous », l'accès à une eau salubre et saine est loin d'être une évidence dans les pays en développement. Comment les travaux de l'Eawag peuvent-ils contribuer à garantir la qualité de l'eau potable à long terme ?

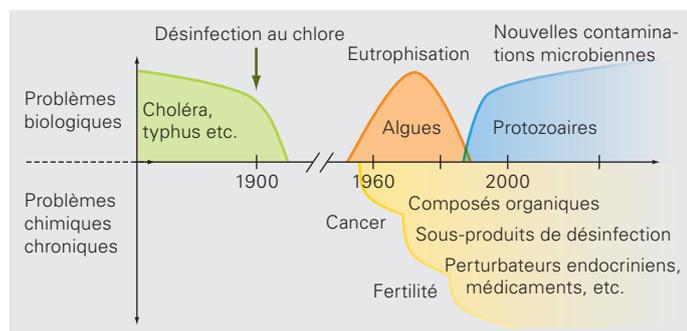
Dans les pays industrialisés, chacun peut aujourd'hui boire de l'eau du robinet sans craindre pour sa santé. Or c'était loin d'être le cas il y a à peine une centaine d'années (Fig. 1). Quels ont été les facteurs décisifs de cette amélioration ? Tout d'abord, la découverte que l'eau potable est le vecteur potentiel de nombreux agents susceptibles de provoquer des épidémies (typhus, choléra, etc.). Ensuite, la mise en relation de cette situation avec le déversement des excréments et des eaux usées non traitées dans les lacs et cours d'eau. Et enfin, progrès décisif entre tous, la séparation systématique des réseaux d'adduction et d'évacuation des eaux. En complément de ces avancées, un certain nombre de développements techniques ont permis de faire de l'eau potable un produit de qualité hygiénique irréprochable. Ainsi, le début du XX^e siècle fut marqué par l'émergence du concept d'indicateur de pollution fécale et l'introduction des méthodes de détection microbiologiques correspondantes et surtout par les premiers efforts de désinfection chimique de l'eau destinée à la consommation humaine.

De nouvelles méthodes d'évaluation de la qualité hygiénique de l'eau potable. A quelques exceptions près, ces diverses mesures ont été efficaces. Ce n'est que dans les années 1990 que les problèmes d'hygiène ont refait leur apparition sous la

forme nouvelle de protozoaires dont la multiplication s'est surtout manifestée dans les pays anglo-saxons (Fig. 1). Dans ces pays, en effet, l'eau potable est principalement désinfectée par chloration. Un des cas les plus marquants s'est déroulé en 1993 à Milwaukee, où plus de 400 000 personnes ont été atteintes de diarrhées et affections intestinales provoquées par *Cryptosporidium parvum*, un parasite de l'intestin grêle dont les formes de dissémination appelées oocystes résistent particulièrement bien au chlore. D'autres technologies telles que l'ozonation ou la désinfection aux rayons ultra-violettes sont ici plus efficaces.

Mais il n'a pas fallu attendre l'épidémie de Milwaukee, où l'eau potable répondait ironiquement aux normes fixées pour les paramètres hygiéniques, pour s'apercevoir de l'insuffisance des méthodes traditionnelles d'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau potable. En effet, non seulement les vieilles techniques ne permettent pas la détection de germes pathogènes spécifiques mais, basées sur la culture de bactéries en vue du dénombrement des colonies formées, elles sont aussi particulièrement lentes : les résultats ne peuvent être obtenus qu'au bout de 1–3 jours, un délai aux conséquences potentiellement tragiques. Des chercheurs de l'Eawag travaillent depuis plusieurs années au développement de nouvelles méthodes pour pallier ces inconvénients. L'une des plus prometteuses est basée sur la cytométrie en flux [1] : elle permet en l'espace de 1 à 2 heures non seulement de compter tous les microorganismes contenus dans un échantillon d'eau, mais aussi d'identifier certains germes pathogènes (cf. article de Thomas Egli, p. 20).

Fig. 1 : Evolution des problèmes liés à l'eau potable dans les pays industrialisés depuis le début du XX^e siècle.



L'essentiel : protéger la ressource. Une autre manière de s'assurer d'une eau potable de bonne qualité est évidemment de protéger la ressource en elle-même. Le traitement des eaux usées et l'élimination des matières nutritives (carbone, azote, phosphore) qui en résulte y ont contribué pour beaucoup. Après la seconde guerre mondiale, la généralisation de l'emploi des phosphates dans les lessives et le développement de la fertilisation des cultures avaient conduit à une eutrophisation des lacs et donc à un développement algal excessif en leur sein (Fig. 1). Les conséquences ont été une augmentation de la turbidité et des teneurs

Tableau périodique des éléments indésirables dans l'eau potable

Par ex. matière organique naturelle
Adjuvants de floculation, sous-produits de désinfection

Composés organiques synthétiques
Toxines naturelles (cyanotoxines par ex.)

Éléments déjà présents dans l'eau brute :

■ Composés naturels causant des désagréments organoleptiques et esthétiques : goûts, odeurs, turbidité, précipités, etc.

■ Composés naturels présentant un risque toxicologique.

■ Composés d'origine anthropique indésirables tant sur le plan esthétique et organoleptique que toxicologique.

Éléments n'entrant en jeu que lors du traitement de potabilisation ou de la distribution de l'eau :

■ Substances pouvant poser un problème esthétique ou toxicologique ou amoindrir l'efficacité des traitements.

Tous les composés organiques sont regroupés sous l'élément carbone et peuvent être d'origine naturelle ou anthropique.

en COD (carbone organique dissous) ainsi que l'apparition de substances responsables de goûts et d'odeurs et de cyanotoxines libérées par les algues. Ce n'est qu'avec la réduction des rejets de phosphore que la qualité de l'eau a pu connaître une amélioration sensible. L'observation des données du lac des Quatre-Cantons, du lac de Zurich et du Greifensee illustre bien ce rapport de cause à effet (Tab. 1). Les concentrations des substances olfactives et gustatives étudiées augmentent avec les teneurs en éléments nutritifs (du lac des Quatre-Cantons oligotrophe au lac de Zurich mésotrophe et enfin au Greifensee eutrophe).

Le système des zones de protection des eaux souterraines.

La protection des ressources ne se limite pas aux eaux superficielles mais concerne également les eaux souterraines. Pour préserver la qualité de cette ressource, la législation prévoit la délimitation de périmètres de protection et d'aires d'alimentation autour des puits d'adduction d'eau souterraine [2]. La fonction de la zone S2 est en première ligne de filtrer les microorganismes avant que l'eau n'atteigne le captage. L'expérience montre qu'un transit de 10 jours de l'eau dans le sous-sol est nécessaire à cette

purification mécanique. La définition de l'aire d'alimentation est quant à elle destinée à limiter les contaminations par les micropolluants. Dans son périmètre, l'exploitation des sols doit ainsi être menée de façon à ne pas entraîner de lessivage de produits agrochimiques (pesticides et fertilisants). La délimitation des zones de protection et des aires d'alimentation n'est pas toujours facile, notamment en milieu karstique et autour des captages situés en bordure de cours d'eau. L'article d'Olaf Cirkpa, p. 12, présente de nouvelles méthodes permettant une meilleure évaluation des échanges entre rivières et écoulements souterrains.

La protection des ressources en eau ne doit pas être oubliée dans le débat sur les changements climatiques.

La question du réchauffement climatique est actuellement très largement débattue. Or il est un fait moins présent dans les consciences mais pourtant clairement démontrable, que les ressources en eau, qu'elles soient souterraines ou superficielles, réagissent elles aussi à ces changements. Dans ce contexte, les aspects quantitatifs de la ressource – abondance des précipitations, régimes hydrologiques des cours d'eau, niveaux des lacs et des

Substance	Structure	Lac des Quatre-Cantons oligotrophe	Lac de Zurich mésotrophe	Greifensee eutrophe	Seuil de perception olfactive et odeur caractéristique
β -cyclocitral (d)		1,3 ± 0,4 ng/l	1,3 ± 0,4 ng/l	6,6 ± 0,4 ng/l	19 000 ng/l fruitée
Géosmine (d)		1,5 ± 0,6 ng/l	5,7 ± 0,6 ng/l	19,0 ± 0,7 ng/l	4 ng/l terreuse-vaseuse
β -ionone (p)		0,3 ± 0,1 ng/l	7,1 ± 0,1 ng/l	1,6 ± 0,1 ng/l	7 ng/l de violette
2-Isopropyl-3-méthoxy-pyrazine (IPMP) (p)		10,0 ± 0,3 ng/l	14,7 ± 0,5 ng/l	16,1 ± 0,5 ng/l	0,2 ng/l de légume
2-méthylisobornéol (p)		1,3 ± 0,1 ng/l	2,6 ± 0,1 ng/l	2,7 ± 0,1 ng/l	15 ng/l terreuse-vaseuse

Tab. 1 : Substances responsables de goûts et d'odeurs dans trois lacs suisses. Leurs concentrations sont corrélées avec la teneur de l'eau en éléments nutritifs (à l'exception de la β -ionone). d = dissous, p = particulaire.

nappes – sont les plus évidents [3] (cf. encadré « Bilan des eaux en Suisse »). Or la qualité des lacs, des cours d'eau et des nappes d'eau souterraine et donc des eaux captées pour la consommation humaine semble influencée, même si on ignore encore largement dans quelle mesure. Partant des discussions menées avec des experts nationaux et internationaux dans le cadre du séminaire de l'Eawag tenu début 2008 sur le thème « le Climat et l'Eau », Rolf Kipfer propose dans son article de la page 8 une synthèse des connaissances actuelles sur le sujet, en dégagant les conséquences possibles pour la qualité de l'eau potable.

Des chaînes de traitement allégées mais tout aussi efficaces pour la potabilisation des eaux de demain. En complément de la protection de la ressource, la qualité de l'eau peut être assurée par des traitements de potabilisation. Depuis leurs débuts, ils ont considérablement évolué, partant de la filtration sur sable pour passer à la désinfection chimique par le chlore ou l'ozone et aboutir aux techniques actuelles multi-barrières qui comportent généralement plusieurs étapes de filtration et d'oxydation (Fig. 2). Dans certains cas, la qualité de l'eau potable ainsi produite est telle qu'elle peut être distribuée sans ajout de produits assurant la qualité hygiénique pendant le transport (comme le chlore par exemple) si le réseau est dans un état satisfaisant.

Grâce à l'amélioration de la qualité de l'eau des lacs et la mise en œuvre de la filtration membranaire, un allègement des chaînes de traitement est même envisageable pour les usines de potabilisation des eaux lacustres. Dans le cadre du projet transversal de l'Eawag Wave21 (Approvisionnement en eau au XXI^e siècle), une chaîne de traitement comprenant une ozonation, une filtration biologique sur charbon actif et une ultrafiltration a été testée (cf. article de Wouter Pronk, p. 28).

Composés traces organiques – le nouveau défi. Après guerre, la consommation de produits chimiques industriels a littéralement

Bilan de l'eau en Suisse

Chaque année, près de 60 km³ de précipitations se déversent sur les Alpes, dont une large quantité sous forme de neige. Toutefois, seuls 20 km³ sont réellement disponibles, les deux tiers restants étant rapidement perdus par écoulement et évapotranspiration. Sur ces 20 km³, 1 km³ est utilisé chaque année pour l'approvisionnement en eau potable, c'est-à-dire à peine 5 % des précipitations exploitables. La Suisse dispose d'autre part d'importantes réserves en eau : eaux souterraines 50 km³, glaciers 67 km³, lacs naturels (avec lacs frontaliers) 235 km³, lacs artificiels (barrages) 4 km³. Elles constituent donc une composante essentielle du cycle de l'eau et aident à compenser la variabilité des précipitations annuelles. Il n'y a donc pas lieu de craindre une quelconque pénurie d'eau potable par suite directe d'une modification de l'abondance des précipitations. A la rigueur, des problèmes pourraient se poser localement si le changement climatique imposait une irrigation prolongée des cultures.

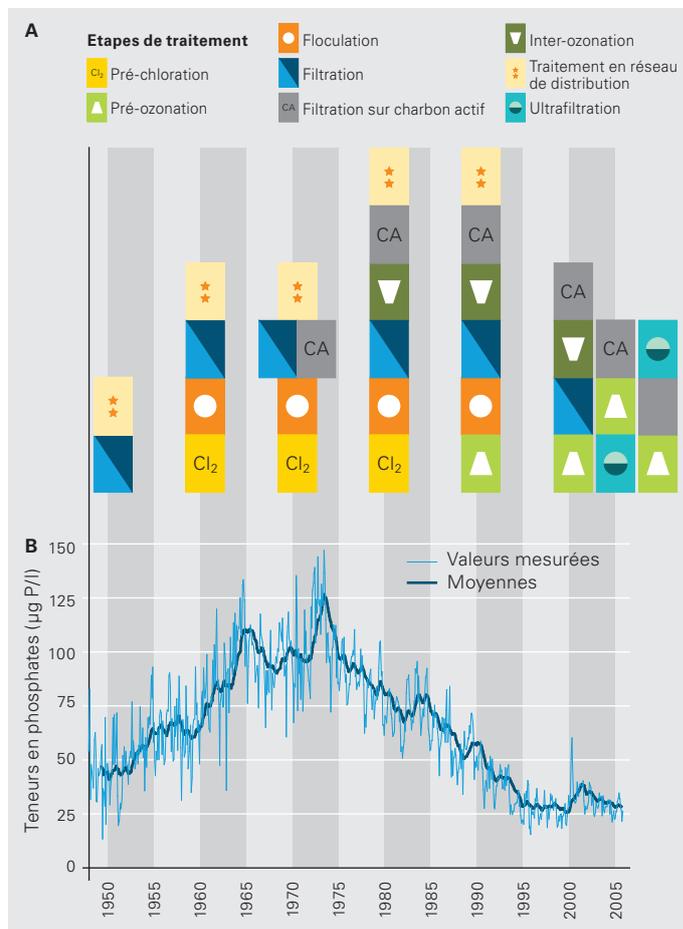


Fig. 2: (A) Evolution des filières de potabilisation des eaux lacustres en Suisse (d'après A. Gmünder, Wabag, 2006). (B) Evolution des teneurs moyennes en phosphates dans le lac de Zurich (d'après H.-P. Kaiser, WVZ, 2008). Les concentrations élevées en phosphates exigent des traitements plus complexes suite à la mauvaise qualité de l'eau brute.

explosé (Fig. 1). Le fait que ces composés se soient retrouvés dans le milieu aquatique et sont donc présents dans l'eau potable n'a été découvert que grâce aux progrès de la chimie analytique. Les propriétés cancérigènes potentielles des produits en question ont alors alarmé l'opinion. Par l'interdiction de certains produits dangereux et l'amélioration de la protection des eaux, la situation a pu perdre de sa gravité. On a cependant constaté à peu près à la même époque que pendant la désinfection de l'eau, la réaction du chlore avec la matière organique naturelle (MON) entraînait l'apparition de sous-produits dont certains pouvaient être dangereux pour la santé. Plus de 600 sous-produits de la désinfection au chlore ont été identifiés à ce jour mais l'utilisation de l'ozone et du dioxyde de chlore engendre elle aussi un certain nombre de substances indésirables dont les principales sont respectivement les bromates et les chlorites. C'est pourquoi la désinfection chimique est aujourd'hui pratiquée de façon beaucoup plus ciblée, le principe selon lequel « plus on en met, mieux c'est » étant largement remis en question. Au contraire, les procédés sont maintenant optimisés de manière à maintenir

les concentrations des sous-produits de désinfection à un niveau aussi bas que possible.

Dans les années 1990, les techniques d'analyse ont fait un bond en avant avec l'apparition du couplage chromatographie en phase liquide/spectrométrie de masse. Depuis lors, le nombre de composés traces organiques d'origine synthétique détectés dans l'eau ne cesse d'augmenter. Ils proviennent de divers domaines d'activité humaine comme le médical, l'agriculture ou les transports. Mais parmi les substances indésirables peuvent aussi se trouver des molécules d'origine naturelle comme les composés responsables de goûts et d'odeurs précédemment cités. Dans son article de la page 24, Andreas Peter reprend les résultats d'une étude évaluant les potentialités des techniques de potabilisation des eaux et en particulier de la filtration sur charbon actif et de l'oxydation chimique pour l'élimination des composés traces organiques [4]. Il s'avère que le pouvoir d'interférence de la matière organique naturelle dans tous ces procédés de traitement joue un rôle particulièrement important (Tab. 2).

Substances inorganiques indésirables dans l'eau potable.

Les composés organiques ne sont pas les seuls à poser problème du point de vue de la qualité de l'eau potable. Parmi les substances inorganiques tout aussi indésirables, de nombreux éléments sont libérés dans les eaux souterraines par le biais de processus chimiques naturels, généralement favorisés par des conditions anoxiques. Le fer et le manganèse retrouvés dans l'eau potable constituent un problème très fréquent partout dans le monde. Ces deux éléments solubles dans l'eau sous leur forme divalente causent en premier lieu des désagréments d'ordre esthétique dus à la présence de précipités ou de colorations qui apparaissent lorsque, par oxydation, ils reprennent leur forme tri ou tétravalente peu soluble. En outre, le manganèse n'est pas inoffensif et présente un risque toxicologique. Le fer comme le manganèse peuvent être éliminés dans les usines de potabilisation par oxydation chimique ou biologique provoquant la formation ciblée de précipités ensuite retenus par filtration.

En dehors de ces problèmes, il est une réalité particulièrement préoccupante. Plus de 100 millions de personnes vivant en majorité dans des pays en développement consomment chaque jour une eau non traitée contaminée par de l'arsenic ou du fluor responsables de graves troubles de la santé. Le projet transversal de l'Eawag WRQ (« Water Resource Quality ») souhaite contribuer à solutionner ce problème (cf. article d'Annette Johnson, p. 16) [5].

Tab. 2: Rôle de la matière organique naturelle (MON) dans différentes étapes de la potabilisation des eaux.

Procédé	Effets de la MON
Oxydation/désinfection chimique	Consommation de l'agent d'oxydation, formation de sous-produits
Filtration sur charbon actif	Concurrence avec les composés traces organiques pour les sites d'adsorption
Désinfection UV	Atténuation du rayonnement UV
Ultrafiltration	Encrassement des membranes (réduction de leur perméabilité)

Evolutions futures. Il est absolument indiscutable que la qualité de l'eau potable conservera son caractère prioritaire dans l'avenir. Un certain nombre de tâches nous attendent donc pour les prochaines années :

- ▶ Grâce à la cytométrie en flux, l'Eawag a pu démontrer que l'eau destinée à la consommation contient beaucoup plus de bactéries que ne l'indiquaient les méthodes de dénombrement classiques. Il s'agit maintenant d'évaluer dans le détail la portée de ce constat pour la qualité de l'eau.

- ▶ Des travaux se poursuivent actuellement pour adapter la nouvelle méthode de l'Eawag à la détection des virus dont la signification pour la qualité de l'eau potable est encore largement inconnue.

- ▶ Il est souvent difficile d'évaluer la toxicité réelle des composés traces organiques et de cerner leur devenir lors des traitements de potabilisation. Des modèles plus performants doivent être développés en ce sens.

- ▶ Pour pouvoir évaluer la qualité de l'eau potable en continu, les techniques d'analyse chimique et microbiologique doivent être développées dans le sens d'une extension des mesures en ligne.

- ▶ La distribution de l'eau potable exige un réseau de canalisations en parfait état qu'il importe évidemment de maintenir. On ignore cependant largement dans quel état cette infrastructure se trouve réellement aujourd'hui et si les moyens actuellement disponibles suffiront à sa réfection éventuelle.

- ▶ Enfin, l'approvisionnement en eau doit être appréhendé dans le contexte plus général de la gestion des eaux urbaines. Les systèmes centralisés d'adduction et de collecte ont-ils encore une raison d'être ou les installations décentralisées constituent-elles la solution la plus durable ? Cette question dépend aussi de facteurs tels que la croissance démographique, les changements climatiques ou les exigences en matière de qualité de l'eau potable.

Au cours des dernières années, l'Eawag a déjà prouvé, notamment par sa collaboration avec le Service des eaux de Zurich, que recherche et pratique pouvaient s'harmoniser pour faire avancer l'innovation (cf. article d'Erich Mück, p. 32). Dans un souci de préservation de l'approvisionnement en eau potable, il est impératif de développer ce genre de collaboration au niveau national comme international. ○ ○ ○

- [1] Hammes F., Berney M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [2] http://www.admin.ch/ch/f/sr/814_201/app6.html
- [3] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. BUWAL, Bern, Schriftenreihe 369, 174 S.
- [4] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water. *Environmental Science & Technology* 41, 626–631.
- [5] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542.

Ressources en eau et changement climatique



Rolf Kipfer (à gauche), géophysicien, professeur titulaire à l'EPF de Zurich et directeur du département « Ressources en eau et Eau potable » de l'Eawag et David M. Livingstone, physicien et analyste de données, même département.

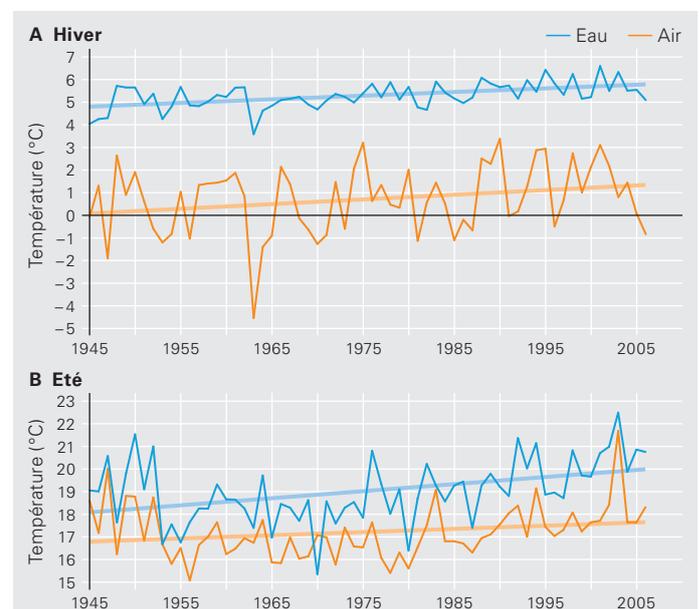
Une eau potable de bonne qualité est agréablement tempérée, dépourvue d'odeur, de goût et de couleur, et absolument irréprochable d'un point de vue hygiénique et toxicologique. Mais quelle est l'incidence du réchauffement climatique sur les ressources en eau et donc sur la qualité de l'eau potable ? Une tentative d'état des lieux.

Les eaux superficielles et souterraines, les neiges et les glaces sont les seules ressources d'eau douce disponibles sur la planète et sont donc essentielles à l'humanité. En même temps, elles font partie intégrante du cycle de l'eau et réagissent directement aux modifications du climat. Tandis que les effets du réchauffement climatique sur les aspects quantitatifs de l'hydrosphère occupent le devant de la scène – importance des précipitations, niveau des eaux dans les lacs et les nappes, régime d'écoulement des rivières – leur incidence sur la qualité des systèmes aquatiques et donc sur celle de l'eau potable qui en est issue est encore largement inconnue. En nous basant sur les discussions menées avec des experts nationaux et internationaux lors du colloque de l'Eawag tenu début 2008 sur « le climat et l'eau », nous allons tenter dans les paragraphes qui suivent de faire une synthèse des connaissances actuelles et nécessairement incomplètes sur le sujet, mais aussi de dresser un tableau des conséquences possibles des changements climatiques sur la qualité de l'eau destinée à la consommation. Dans ce contexte, nous considérons l'existence des changements climatiques comme une donnée objective et ne tenons pas uniquement compte pour nos réflexions des tendances à long terme, mais également des événements extrêmes comme la canicule de l'été 2003.

Des séries de données recueillies sur des décennies révèlent une augmentation continue de la température de l'eau des lacs. Divers modèles prédisent un réchauffement de l'air mais aussi des eaux suite à une augmentation des teneurs atmosphériques en gaz à effet de serre. Pour les lacs, cette prévision semble se confirmer si on en juge par les séries de données aujourd'hui disponibles sur l'évolution de la température des eaux au cours des dernières décennies. Ainsi, les lacs de Zurich (Fig. 1) [1], de Constance, de Garde, de Lugano et Majeur se sont réchauffés de façon continue à différentes profondeurs pendant cette période. Des observations similaires ont été faites sur d'autres lacs en Amérique, en Afrique, en Asie et en Antarctique [2].

Depuis 1945, les eaux du lac de Zurich mesurées à 5 m de profondeur se sont réchauffées en moyenne de 0,016 °C d'un hiver à l'autre (Fig. 1A) et même de 0,031 °C d'un été à l'autre (Fig. 1B). Pour la saison estivale comme hivernale, les fluctuations à court terme des températures de l'eau et de l'air sont étroitement corrélées (lignes en zigzag). En hiver, la progression à long terme de la température de l'eau suit celle de l'air (Fig. 1A) alors qu'en été, ce réchauffement est plus rapide dans l'eau que dans l'air sus-jacent (Fig. 1B). La situation est plus complexe dans les profondeurs du lac (Fig. 2). On y distingue nettement deux périodes en dent de scie (1985–1991 et 1999–2003) au cours desquelles un réchauf-

Fig. 1 : Evolution de la température de l'eau du lac de Zurich mesurée à 5 m de profondeur (représentative de l'épilimnion) de 1945 à 2008 comparée à celle de la température de l'air mesurée à Zurich pendant la même période. (A) Hiver (moyenne décembre – février), (B) Été (moyenne juin – août).





Michael Heidi, Oberweningen

Lac quasiment asséché au cours de l'été 2003. Sämtisersee, canton d'Appenzell Rhodes-Intérieures.

fement progressif de plusieurs années est abruptement interrompu par un refroidissement subit. De telles situations se produisent lorsque suite à une succession d'hivers doux, le brassage des eaux du lac ne se fait plus totalement [3]. Le faible réchauffement observé dans les eaux profondes suite aux changements climatiques (0,004 °C par an en moyenne sur une longue période) peut être considéré comme le résultat d'une multiplication de ces « dents de scie » et d'un accroissement de leur durée.

Le réchauffement des eaux des lacs favorise la prolifération des cyanobactéries. L'un des principaux facteurs responsables de la multiplication des cyanobactéries est le réchauffement de l'eau. Dans des conditions favorables, ces organismes également appelés algues bleues dans le langage courant, peuvent former des fleurs d'eau visibles à la surface de l'eau sous la forme de denses tapis de cellules. En plus de substances susceptibles de modifier l'odeur et le goût de l'eau, les cyanobactéries peuvent produire des cyanotoxines dont l'action peut être, selon les circonstances, plus ou moins dangereuse pour l'homme. Une espèce très connue des lacs suisses, *Planktothrix rubescens*, produit des toxines pouvant altérer la qualité de l'eau si elles s'y trouvent en concentration suffisante. Un réchauffement plus important des lacs pourrait favoriser des cyanobactéries encore plus toxiques, comme par exemple *Microcystis*, et par conséquent causer une dégradation massive de la qualité de l'eau.

Les eaux se mélangeront probablement moins fréquemment et moins fortement dans les lacs réchauffés. En plus du bilan thermique, le réchauffement climatique influera certainement aussi sur la répartition verticale de la chaleur dans la colonne d'eau et donc sur la stratification et le mélange des eaux des lacs. Certaines modélisations abondent dans ce sens [4]. De nombreux lacs suisses subissent un brassage caractéristique de leurs eaux en saison hivernale. Pour que ce phénomène se produise, il faut que la colonne d'eau présente une température uniforme sur toute sa hauteur (homothermie). A l'inverse, la stratification

thermique estivale (températures élevées en surface et faibles en profondeur = stagnation) empêche les échanges d'eau.

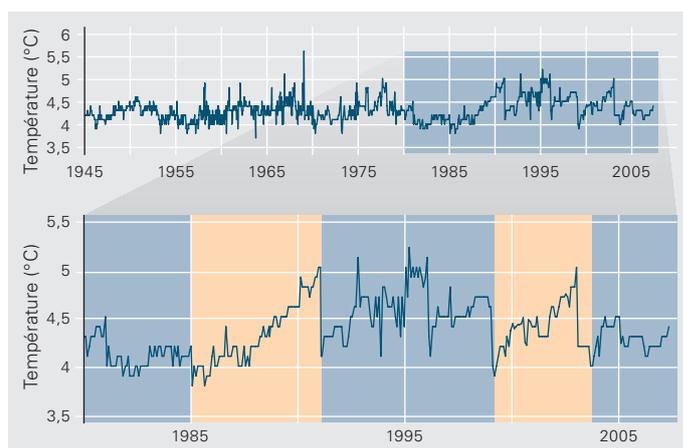
Sous l'effet des changements climatiques, les couches supérieures des lacs (épi et métalimnion) se réchaufferont sensiblement au cours des années qui viennent. Dans une première phase de transition tout au moins, la stratification thermique se trouvera stabilisée dans tous les grands lacs suisses. Ceci prolongera la stagnation estivale, raccourcira la phase d'homothermie et réduira donc la fréquence et l'intensité des phases de mélange [4]. Cette atténuation du brassage des eaux peut conduire à une réduction extrême des teneurs en oxygène en profondeur [5], ce qui par ailleurs ne devrait pas compromettre l'utilisation des lacs pour la production d'eau potable étant donné que la profondeur des prélèvements peut être modifiée selon les circonstances.

Pour les lacs habituellement couverts de glaces en hiver, c'est la situation inverse qui se présente : ils gèlent de plus en plus tard et leurs glaces fondent de plus en plus tôt, la durée de couverture par la glace se réduisant continuellement et le brassage s'intensifiant [6]. L'effet sur le degré d'oxygénation des eaux profondes est globalement positif.

Les cours d'eau aussi se réchauffent. En plus de celui des lacs, les prévisions font état d'un réchauffement à long terme des fleuves et rivières – une tendance déjà bien reconnaissable dans les séries de données pluridécennales dont nous disposons (Fig. 3) [7, 8]. Pendant la canicule de 2003 comme dans toutes les autres années sèches, les cours d'eau ont en outre vu leur niveau baisser dangereusement, ce qui, associé aux fortes températures de l'eau, a occasionné à certains endroits une mortalité massive des poissons [7].

Les fleuves et les grandes rivières jouent un rôle très important pour le refroidissement des usines et des centrales nucléaires. Si le réchauffement de ces eaux progresse, de surcroît en concomitance avec une réduction des débits, les installations vont connaître des problèmes de fonctionnement pouvant aller dans les cas extrêmes jusqu'à exiger une fermeture des centrales nucléaires concernées.

Fig. 2: Evolution de la température de l'eau du lac de Zurich mesurée à 120 m de profondeur (représentative de l'hypolimnion inférieur) de 1945 à 2008.



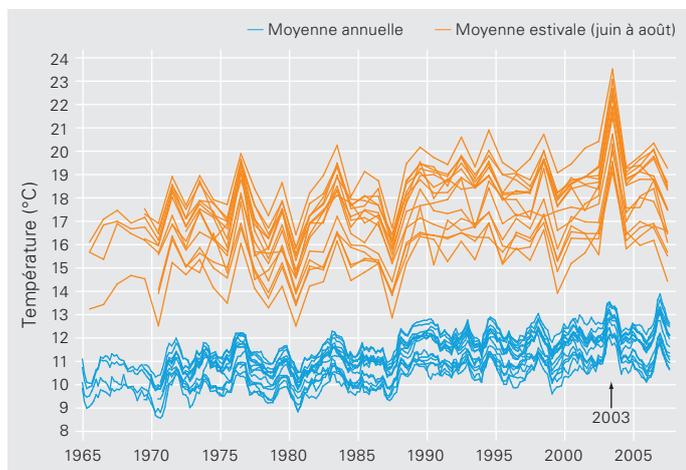
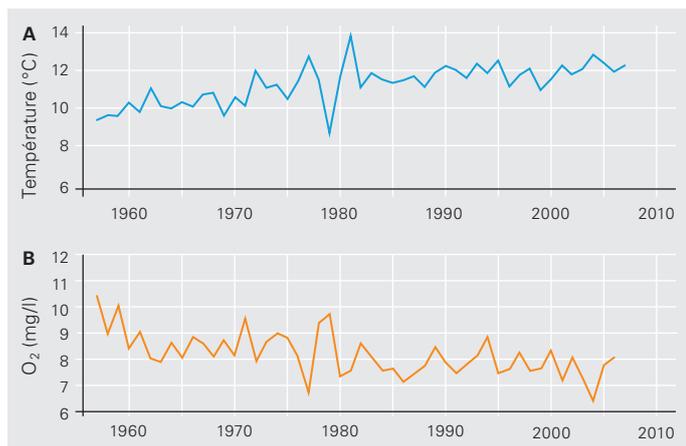


Fig. 3: Evolution de la température d'une sélection de cours d'eau suisses de 1965 à 2008 [7, 8].

Les effets des changements climatiques sur les cours d'eau sont encore mal cernés, en particulier dans leurs aspects géochimiques. Pourtant, les informations nécessaires à leur évaluation sont déjà disponibles grâce aux relevés effectués depuis 1972 par le réseau national de surveillance continue des cours d'eau suisses NADUF [9]. Ces données doivent être analysées au plus vite pour détecter rapidement les effets potentiels du réchauffement climatique.

Peu de données sur les effets des changements climatiques sur la qualité des eaux souterraines. Peu d'informations sont disponibles concernant les effets des changements climatiques sur les eaux souterraines. Les eaux anciennes qui séjournent dans le sous-sol pendant 10 000 à 1 millions d'années constituent certes des archives précieuses pour retracer l'évolution continentale du climat lors du passage des dernières glaciations au climat

Fig. 4: Evolution à long terme de la température (A) et de la teneur en oxygène (B) dans les eaux souterraines (captage de Rheinau, canton de Zurich). Données (moyennes de février) issues du travail de semestre de Julien Gendre.



chaud de l'holocène, mais on ignore tout ou presque de l'incidence passée et donc future des changements climatiques sur la qualité de l'eau.

Par contre, les effets sur les eaux souterraines jeunes (temps de séjour compris entre 1 et 1000 ans) sont mieux documentés, même si les informations sont d'un caractère plutôt anecdotique. Ainsi, une augmentation des teneurs en COD (carbone organique dissous) observée en Scandinavie dans les eaux destinées à la consommation [10] a été interprétée comme étant le signe d'une intensification du métabolisme du carbone dans le sol sous l'effet du réchauffement de l'atmosphère, les eaux entraînant davantage de COD lors de leur infiltration dans le sous-sol. Cette modification de la composition de l'eau peut affecter sa couleur, les composés humiques conférant par exemple une coloration brune. Par ailleurs, des teneurs accrues en COD peuvent affecter le bon déroulement des processus de production d'eau potable. Pour pouvoir garantir une bonne potabilisation des eaux, il peut alors s'avérer nécessaire d'inclure au traitement une élimination du COD.

Changements climatiques et recharge des nappes. On ignore si les eaux souterraines suisses sont également marquées par de telles modifications. Stimulé par les conclusions de son séminaire sur « le climat et l'eau » selon lesquelles la collecte et l'analyse de données de long terme (monitoring sur plusieurs décennies) seraient absolument essentielles pour la mise en évidence des effets des changements climatiques et environnementaux sur les ressources en eau, l'Eawag a entamé depuis peu dans toute la Suisse une recherche systématique de séries de données pluridécennales sur les eaux souterraines. Les premiers résultats sont encourageants et démontrent que certaines nappes d'eau présentent une réaction très nette et étonnamment forte à ces modifications environnementales. Ainsi, la température de l'eau souterraine pompée dans un captage installé en proximité de rivière à Rheinau a continuellement augmenté au cours des 60 dernières années (Fig. 4A) alors que sa teneur en oxygène diminuait (Fig. 4B). Paradoxalement, l'augmentation globale de la température de l'air ne peut, à elle seule, expliquer un accroissement des températures de l'eau beaucoup plus marqué en hiver qu'en été. Ce phénomène pourrait bien davantage refléter un décalage vers l'été de la période de renouvellement des eaux souterraines ou une modification fondamentale de la situation hydrologique (hydraulique, échanges entre nappe et rivière, etc.) ou les deux. D'autres régions sont également touchées, comme le Bassin parisien dont les nappes phréatiques ont connu une augmentation constante des températures au cours des 500 dernières années. Ne serait-ce qu'au XIX^e siècle, l'infiltration des eaux dans les nappes se faisait à une température moyenne annuelle plus faible qu'aujourd'hui.

Les extrêmes actuels, signes annonciateurs du futur – la canicule de l'été 2003. Alors que les changements à long terme restent assez abstraits pour l'opinion publique, les extrêmes climatiques ponctuels – crues, canicules, sécheresses – laissent souvent une empreinte durable dans la conscience collective.

En 2003, l'Europe centrale a connu l'été le plus chaud depuis le milieu du XIX^e siècle, c'est-à-dire le début des relevés météorologiques systématiques [11]. Les températures de l'air mesurées dans le nord de la Suisse ont dépassé la moyenne pluriannuelle de plus de 5 fois l'écart-type, c'est-à-dire de 5,4 °C. Aujourd'hui, de telles températures peuvent encore nous paraître exceptionnellement élevées, mais elles correspondent en fait aux températures estivales prévues par les modèles climatiques pour la période 2071 à 2100 [11]. Les conséquences de la canicule 2003 peuvent donc être utilisées comme référentiel pour les étés « normaux » attendus au cours de la prochaine décennie.

Aussi bien le lac de Zurich, assez pauvre en éléments nutritifs, que le Greifensee, moins profond et beaucoup plus riche, ont présenté en 2003 une très grande stabilité thermique du fait du fort réchauffement de leurs eaux de surface. De ce fait, la teneur en oxygène au fond du lac de Zurich a nettement chuté, à la différence du Greifensee dont l'hypolimnion est souvent anoxique en été [12].

Les masses d'eau souterraines ont, elles aussi, réagi à la sécheresse et à la chaleur de l'été 2003. Partout en Suisse, les niveaux des nappes ont atteint des minima parfois historiques et même les précipitations de l'année suivante pourtant normales n'ont pas suffi à combler le déficit apparu. Les aspects quantitatifs se sont cette fois-ci accompagnés d'une dégradation de la qualité de l'eau. Ainsi, l'état d'oxydoréduction des nappes les plus superficielles du canton de Thurgovie s'est modifié, entraînant une consommation totale de l'oxygène dissout (anoxie). A la suite de la canicule, les premières pluies ont soudainement lessivé les nitrates qui s'étaient accumulés dans les sols pendant la sécheresse. Cette vague de nitrates a contribué à la dégradation de la qualité des eaux souterraines et donc de l'alimentation en eau potable [7].

Les captages d'eau souterraine bordant la Limmat ont également été affectés par des problèmes de mauvaise oxygénation de l'eau. La recharge de la nappe se fait ici par infiltrations à partir de la rivière. L'arrivée par cette voie d'une eau relativement chaude a stimulé l'activité microbienne dans le fond du lit, provoquant une forte consommation de l'oxygène disponible dans le milieu et donc une altération de la qualité de l'eau brute. Il se trouve cependant que la plupart des usines de production d'eau potable actuelles ne sont pas adaptées au traitement des eaux peu oxygénées, voire anoxiques. En effet, dès que ces eaux remontent à la surface, elles se rechargent en oxygène et leur fer dissout précipite sous forme d'hydroxyde de fer. Ces particules de « rouille » demandent un traitement spécifique d'élimination avant distribution de l'eau pour la consommation.

Conclusion: l'Eawag intégrera de plus en plus les effets des changements climatiques sur la qualité des eaux dans ses recherches. La dynamique des eaux continentales est très sensible aux changements climatiques à long terme tout comme aux situations extrêmes qui préfigurent déjà la réalité de demain. Tandis que les effets du réchauffement climatique sur les lacs sont assez bien documentés et mécaniquement analysables, la recherche sur les eaux souterraines, principale ressource en eau

potable à l'échelle de la planète, n'en est qu'à ses débuts et doit donc être une priorité.

Malgré un nombre encore important de questions en suspens, nous pouvons déjà retenir deux points essentiels: les changements climatiques et environnementaux se produisent bel et bien et leurs effets sur les eaux et les ressources en eau potable sont d'ores et déjà mesurables. Ces faits doivent être pris en compte dans nos décisions actuelles si nous souhaitons mettre en place une gestion durable de la ressource en eau de façon à garantir pour les générations futures la pérennité de ce patrimoine essentiel. Il importe dans ce contexte de se préoccuper des aspects qualitatifs de la ressource tout autant que des questions quantitatives peut-être plus évidentes. En tant qu'institut de recherche de l'eau du domaine des EPF, l'Eawag entend fermement s'engager sur cette voie.



- [1] Livingstone D.M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic Change* 57, 205–225.
- [2] Livingstone D.M. (2008): A change of climate provokes a change of paradigm: taking leave of two tacit assumptions about physical lake forcing. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5), 404–414.
- [3] Livingstone D.M. (1993): Temporal structure in the deep-water temperature of four Swiss lakes: a short-term climatic change indicator? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25, 75–81.
- [4] Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R. (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography* 47, 186–197.
- [5] Rempfer J. (2007): An analysis of long-term historical deep-water oxygen concentrations in lakes of differing trophic status. *Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Deutschland*.
- [6] Livingstone D.M. (2004): Eisbedeckung von Seen und Flüssen. *Klimatrends aus historischen Aufzeichnungen. Eawag News* 58, 19–22.
- [7] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. *BUWAL, Bern, Schriftenreihe* 369, 174 S.
- [8] Hari R.E., Livingstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Güttinger H. (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology* 12, 10–26.
- [9] Hari R.E., Zobrist J. (2003): Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998. *Schriftenreihe der Eawag Nr. 17*, 200 S.
- [10] Hongve D., Riise G., Kristiansen J.F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water: a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66, 231–238.
- [11] Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Haeberli C., Liniger M.A., Appenzeller C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427, 332–336.
- [12] Jankowski T., Livingstone D.M., Forster R., Bührer H., Niederhauser P. (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lakes: implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51, 815–819.

Revitalisation fluviale et protection des eaux souterraines



Olaf A. Cirpka, géoécologue, dirige l'équipe « Géohydraulique et hydrogéologie » au sein du département « Ressources en eau et Eau potable » de l'Eawag. Coauteur : Eduard Hoehner

Pour des raisons de productivité, les captages d'eau potable sont souvent installés dans les fonds de vallée. Grâce à la filtration naturelle qu'elle a subie dans le sous-sol, l'eau soutirée peut bien souvent être acheminée vers le réseau de distribution sans traitement préalable. Mais cette possibilité demeure-t-elle si, suite à un élargissement de leur lit, les cours d'eau autrefois endigués se rapprochent des captages ?

40 % de l'eau potable distribuée en Suisse est extraite de nappes d'eau souterraine et principalement des réserves très abondantes situées dans les graviers aquifères des fonds de vallée fluviale du Plateau. De nombreux captages sont installés à proximité des cours d'eau car ceux-ci assurent par infiltration le remplacement d'une grande quantité de l'eau souterraine prélevée. De plus, l'eau subit une épuration lors de son passage dans le sous-sol : les bactéries qu'elle véhicule sont retenues par filtration et les biofilms recouvrant les éléments du substrat assurent une dégradation des composés organiques naturels ou d'origine anthropique. L'épuration est d'autant meilleure que le séjour de l'eau dans le sous-sol est prolongé.

L'Ordonnance sur la protection des eaux définit l'étendue des zones rapprochées de protection des captages (zone S2) comme étant celle garantissant un temps de séjour de 10 jours avant utilisation de l'eau à des fins de consommation. Mais que se produit-il

lorsque, suite à un élargissement de leur lit, les cours d'eau se rapprochent des captages et qu'ainsi le temps de séjour dans la nappe phréatique se raccourcit ? Par précaution, les revitalisations fluviales ont été interdites à partir de 2004 dans les zones rapprochées de protection des captages [1]. C'est ainsi qu'est née dans le domaine de la protection des eaux une situation paradoxale d'opposition entre deux objectifs tout à fait louables. Sur la Thur, une rivière déjà élargie sur certains tronçons, l'Eawag et des équipes de recherche associées du domaine des EPF cherche maintenant dans le cadre du projet RECORD (« Restored Corridor Dynamics ») [2] à établir des bases scientifiques pour une résolution objective de ce conflit.

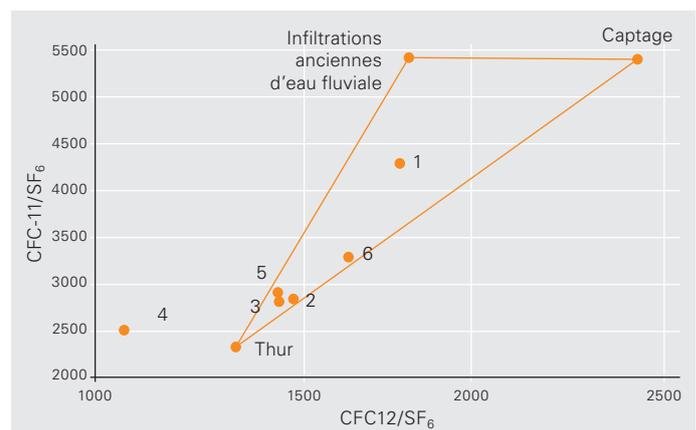
RECORD entreprend la première étude détaillée d'un tronçon élargi. L'Eawag s'intéresse depuis longtemps aux échanges entre écoulement superficiel et eaux souterraines et de nombreuses

Station d'étude des eaux souterraines sur la Thur.



Photos: Olaf Cirpka, Eawag

Fig. 1 : Graphique à trois composantes des rapports entre CFC-11, CFC-12 et SF₆. Les concentrations ont été mesurées dans la Thur, à la station de pompage et à différents points de mesure entre les deux. Données fournies par Markus Hofer, Eawag.



Quel est l'effet d'une revitalisation fluviale sur les eaux souterraines ?

Les revitalisations fluviales prévoient généralement un agrandissement de l'espace de liberté concédé aux cours d'eau de manière à rétablir un régime sédimentaire et hydrologique naturel et dynamique permettant la formation d'habitats de grande valeur écologique. L'un des plus grands projets de revitalisation de notre époque est

mené depuis plusieurs années dans le cours moyen de la Thur, entre Frauenfeld et Weinfelden.

Là où la Thur n'est pas encore revitalisée, les berges du cours d'eau central canalisé sont stabilisées par des enrochements.

Sur ses rives gauche et droite, le chenal est bordé de glacis puis de digues. Sur le côté extérieur des digues s'écoulent des contre-canaux qui recueillent les eaux ruisselant des terres environnantes et évacuent les eaux des affluents latéraux.

En conditions d'eaux moyennes, seul le chenal central est le lieu d'infiltrations d'eau fluviale dans la nappe phréatique. Mais même lorsque les glacis sont submergés par la rivière en crue, la faible perméabilité des sables alluviaux dont ils sont constitués ne permet qu'une percolation insignifiante à partir de leur surface. De plus, les contre-canaux ne libèrent que des quantités minimales d'eau dans le sous-sol. Le niveau d'eau dans la nappe qui les entoure est en effet plus élevé que dans les canaux et l'infiltration se produit plutôt dans l'autre sens, c'est-à-dire vers l'écoulement de surface.

Qu'advient-il des échanges d'eau entre écoulement superficiel et souterrain lorsque l'espace fluvial a été élargi par excavation des glacis ?

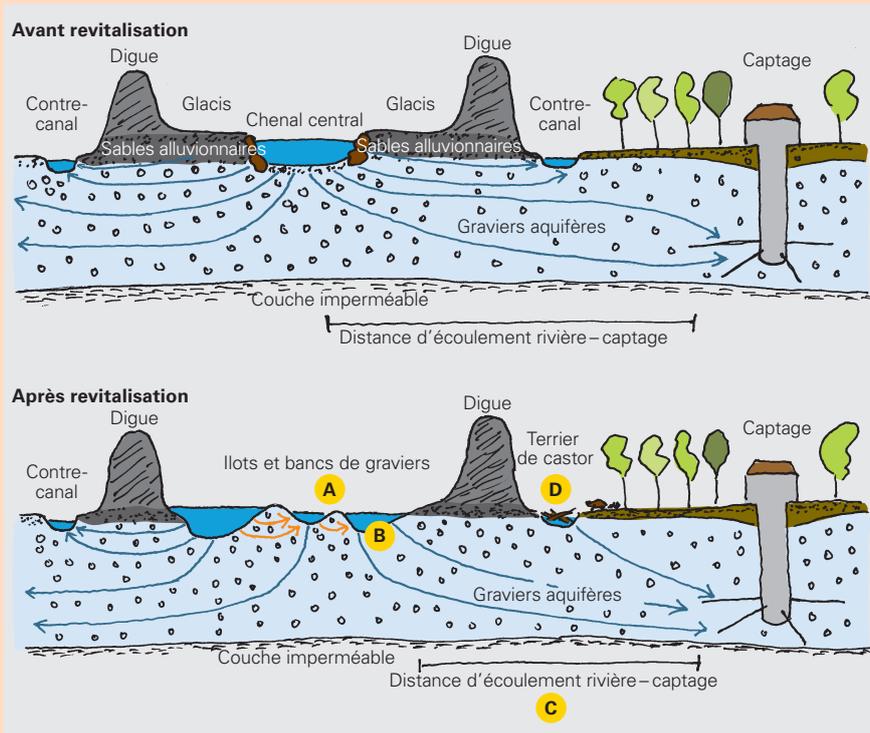
(A) Des îlots et bancs de graviers se forment, se déplacent puis disparaissent à nouveau. Cette dynamique intensifie les échanges entre la rivière et son lit. Le passage horizontal de l'eau à travers le fond du lit et les îlots assure une meilleure filtration des germes pathogènes et une plus forte biodégradation des polluants

dissous – la capacité d'autoépuration de la rivière augmente.

(B) La perméabilité du fond se modifie. L'effet sur les taux d'infiltration est cependant difficilement prévisible étant donné que deux phénomènes contraires se produisent alors simultanément : D'un côté, la vitesse d'écoulement diminue dans le lit élargi, ce qui favorise le dépôt de sédiments fins qui freinent l'infiltration. D'un autre côté, l'accroissement de la dynamique alluviale permet une meilleure mobilisation des couches compactées lors des crues, ce qui augmente la perméabilité générale du lit.

(C) Les distances et donc les temps d'écoulement de l'eau dans le sous-sol entre la rivière et le captage se raccourcissent, ce qui réduit le rendement d'épuration dans l'aquifère.

(D) Les tronçons revitalisés deviennent plus accueillants pour les castors. Des terriers ont ainsi été observés dans les contre-canaux. Les branchages accumulés ont un effet local de barrage qui, relevant le niveau de l'eau dans le canal, permet une certaine infiltration vers la nappe phréatique.



méthodes ont été développées pour suivre ces phénomènes. Grâce à elles, la situation du captage de Widen III à Felben-Wellhausen (TG), localisé en bordure d'un tronçon endigué de la Thur, a pu être analysée en détail au cours de ces dernières années. Le présent article reprend les résultats de cette étude.

Dans le projet transversal RECORD qui se poursuivra jusqu'en 2011, un site revitalisé, celui de la Thur à Niederneunforn (TG)/Altikon (ZH), sera pour la première fois comparé à un tronçon en-

core endigué, celui de Widen. Trois questions occupent le centre des recherches :

- ▶ Quelle est la part réelle de l'eau provenant de la rivière dans l'eau captée ?
- ▶ Combien de temps cette eau d'origine fluviale séjourne-t-elle dans l'aquifère avant d'être captée ?
- ▶ Quels changements l'eau subit-elle au cours de son passage dans le sous-sol ?

Des calculs de mélange révèlent le pourcentage d'eau captée en provenance de la rivière.

La comparaison des compositions chimiques de l'eau fluviale, de l'eau souterraine affluant côté terre (eaux météoriques infiltrées et nappe de versant) et de l'eau captée permet de savoir quelle part d'eau souterraine provient réellement de la rivière. Pour cela, un calcul des modalités de mélange est effectué à partir d'un certain nombre de dosages, en particulier d'anions et de cations, d'éléments traces dissous et d'isotopes stables. On s'intéresse tout particulièrement aux rapports de concentrations des composés chimiquement inertes,

Forage en vue de l'installation d'un nouveau puits d'observation en bordure de la Thur à Niederneunforn.



c'est-à-dire ne subissant pas de transformations lors de leur séjour dans l'eau. Ainsi, les concentrations des trois éléments traces chlorofluorocarbone 11 et 12 (CFC 11 et 12) et hexafluorure de soufre (SF_6) ont été mesurées au niveau de la station de pompage de Widen afin d'étudier les rapports CFC 11 sur SF_6 et CFC 12 sur SF_6 (Fig. 1).

Dans le plus simple des cas, l'eau naturelle captée n'est effectivement composée que de deux types d'eau souterraine : les infiltrations d'eau fluviale d'une part et les eaux d'origine météorique et de versant d'autre part. On obtient alors graphiquement un alignement des données mesurées à chaque point de prélèvement sur une droite dont les extrémités correspondent aux compositions respectives de ces deux types d'eau. La position des points de mesure sur cette droite indique la part d'eau d'origine fluviale dans le mélange. Mais la réalité est bien souvent plus complexe et l'eau puisée se compose de plus de deux types d'eau. Ainsi, les aquifères alluvionnaires sont souvent stratifiés et une couche d'eau anciennement infiltrée à partir de la rivière vient s'intercaler entre les infiltrations d'origine fluviale récentes et l'eau souterraine affluant côté terre. C'est exactement la situation rencontrée sur le site de Widen, comme en témoigne la disposition triangulaire des points de mesure dans la Fig. 1, caractéristique de la présence de trois types d'eau souterraine [3].

Estimation des temps d'écoulement à partir des propriétés physico-chimiques de l'eau.

La composition chimique de l'eau permet également de savoir combien de temps l'eau a séjourné dans l'aquifère avant d'atteindre le captage. Si la durée d'écoulement est inférieure à 15 jours, elle pourra être estimée à partir de la concentration dans l'eau de l'isotope Rn-222 du radon [4]. Par contre la datation des eaux séjournant entre 2 et 40 ans dans le sous-sol se fera à partir du rapport tritium/hélium.

En plus de ces paramètres, l'observation de caractéristiques facilement mesurables présentant la particularité de se modifier avec le temps s'est montrée d'une aide précieuse. Le relevé en continu des niveaux et températures de l'eau dans les nappes s'est ainsi avéré particulièrement instructif [5]. Pour le réaliser, des sondes sont installées dans la rivière et dans la station de pompage ainsi que dans différents puits d'observation situés entre les deux. Au bout de plusieurs mois, les données recueillies permettent non seulement de calculer le temps nécessaire à l'eau pour parcourir la distance séparant la rivière des différents points d'observation, mais aussi d'estimer si une infiltration ou une exfiltration s'est produite sur l'un des sites et d'évaluer la part d'eau souterraine de provenance fluviale.

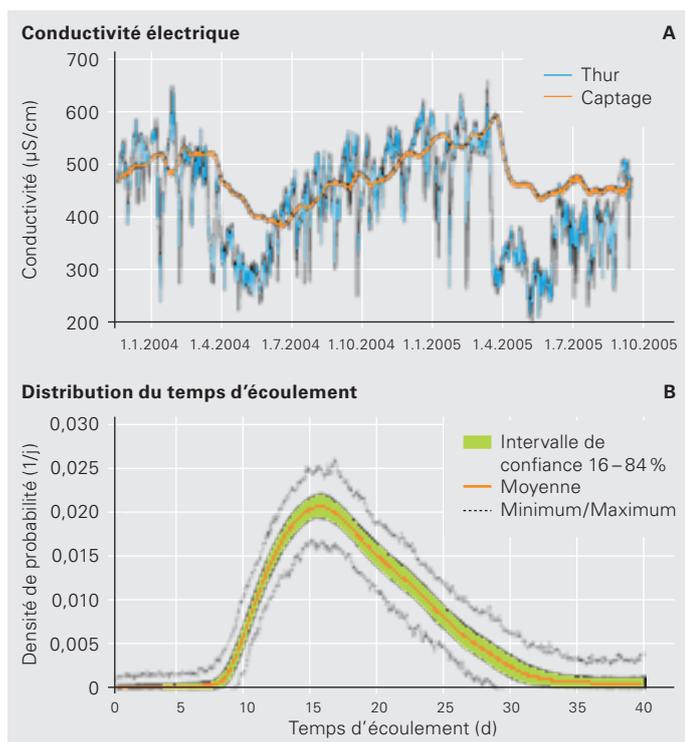
En effet, l'eau fluviale qui s'infiltré dans la nappe porte en elle les variations journalières et saisonnières de température de la rivière, ces signaux étant généralement d'autant plus affaiblis et retardés que cette eau s'éloigne de son milieu d'origine. Il est ainsi possible d'évaluer un temps de séjour de l'eau dans le sous-sol de quelques heures à partir des fluctuations journalières de température et de plusieurs mois à partir de ses variations saisonnières [5]. Pour citer un exemple simple, prenons le cas d'un point de mesure proche de la rivière sur lequel aucun rythme circadien ne serait constaté et dont le maximum de température serait mesuré

en décembre. Une telle situation indiquerait clairement qu'aucune infiltration significative ne se produit à partir de la rivière.

La conductivité comme indicateur de durée d'écoulement.

La conductivité électrique spécifique est une autre variable présentant des fluctuations caractéristiques. Ce paramètre indique la capacité de l'eau à transporter le courant électrique, sa valeur étant d'autant plus élevée que la teneur en ions de l'eau est forte. Ainsi, s'il pleut en tête de bassin versant, la conductivité de l'eau diminue momentanément dans la rivière. Ce type de fluctuation est lui aussi transmis à l'eau souterraine après infiltration d'eau fluviale. La Fig. 2A retrace les mesures de conductivité électrique effectuées dans la Thur et l'eau souterraine extraite à la station de pompage de Widen. Les fluctuations se manifestent de manière atténuée et retardée dans l'eau soutirée. Une méthode mathématique développée à l'Eawag permet maintenant de prédire la distribution temporelle du déplacement de la modification du signal de conductivité de la rivière jusqu'au captage et finalement d'en déduire la durée d'écoulement de l'eau fluviale de son point d'infiltration jusqu'au puits. D'après ces calculs, une petite partie de l'eau infiltrée à partir de la rivière parvient probablement au captage en un peu plus de 7 jours. La majeure partie de cette eau infiltrée prend par contre plus de 15 jours pour parcourir la même distance, la durée moyenne d'écoulement étant de 18 jours (Fig. 2B) [6].

Fig. 2: (A) Conductivité électrique spécifique de l'eau dans la Thur et à la station de pompage de Widen III à Felben-Wellhausen (TG). (B) Distribution du temps d'écoulement entre la Thur et le captage (avec interval de confiance) déduite de ces données



Lors de son passage dans le sous-sol, l'eau subit une dégradation des polluants et s'enrichit en minéraux.

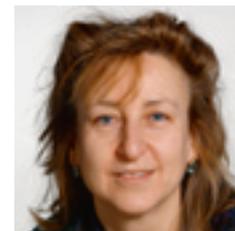
La teneur en minéraux de l'eau infiltrée (calcium, magnésium, composés anorganiques dissous, etc.) augmente de façon typique à mesure qu'elle s'éloigne de sa rivière d'origine cependant que sa teneur en oxygène diminue. De même, les composés organiques dissous qui comprennent aussi bien des substances naturellement contenues dans l'eau que des micropolluants d'origine anthropique tels que des résidus médicamenteux, des pesticides ou des produits chimiques industriels, voient leur concentration totale diminuer et leur composition changer au profit des composés difficilement biodégradables qui perdurent seuls dans le milieu. Le projet RECORD vise entre autres une étude détaillée des rapports entre qualité de l'eau et durée d'écoulement dans l'aquifère. L'objectif est de limiter le nombre d'analyses chimiques onéreuses en estimant la qualité de l'eau à partir des données de temps d'écoulement accessibles à bien moindre coût.

Recommandations pour la pratique.

Même si de nombreuses recherches doivent encore être menées, des recommandations assez claires peuvent déjà être formulées pour les praticiens. Sur les sites sans infiltration importante d'eau fluviale, un élargissement du lit ne pose pas de problème dans la mesure où il n'entaille pas les couches d'alluvions les plus perméables. Il en est de même pour les sites à forte infiltration d'eau fluviale où un temps d'écoulement dans la nappe de plus de 20 jours a pu être constaté. Lorsque ce temps d'écoulement est de l'ordre de 10 jours, le respect du principe de précaution demande de ne pas pratiquer ou provoquer d'élargissement sur la rive portant le captage d'eau souterraine. ○ ○ ○

- [1] OFEFP (2004): Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 133 p.
- [2] www.cces.ethz.ch/projects/nature/record
- [3] Hoehn E., Cirpka O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration in der Nähe von Grundwasserfassungen. GWA 7, 497–505.
- [4] Hoehn E. (2007): Überwachung der Auswirkungen von Flussaufweitungen auf das Grundwasser mittels Radon. Grundwasser 12 (1), 66–72.
- [5] Hoehn E., Cirpka O.A. (2006): Assessing hyporheic zone dynamics in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers. Hydrology and Earth System Sciences 10, 553–563.
- [6] Cirpka O.A., Fienen M.N., Hofer M., Hoehn E., Tessarini A., Kipfer R., Kitanidis P.K. (2007): Analyzing bank filtration by deconvoluting time series of electric conductivity, Ground Water 45 (3), 318–328.

Pollutions d'origine géogène



Annette Johnson, géochimiste, coordinatrice du projet transversal «Water Resource Quality» WRQ. Coauteurs : K. Abbaspour, M. Amini, H.-P. Bader, M. Berg, E. Hoehn, S. Hug, H.-J. Mosler, K. Müller, T. Rosenberg, R. Scheidegger, L. Winkel, H. Yang, C. Zurbrügg

L'arsenic et le fluor sont à l'échelle planétaire les polluants d'origine géologique les plus fréquemment rencontrés dans les eaux souterraines. Dans de nombreux pays en développement, les eaux ainsi contaminées sont souvent consommées sans aucun traitement préalable. Le projet transversal de l'Eawag « Water Resource Quality WRQ » a permis l'établissement de cartes des risques mettant en évidence les zones potentiellement menacées et cherche à mettre au point des méthodes de décontamination adaptées à la réalité du terrain.

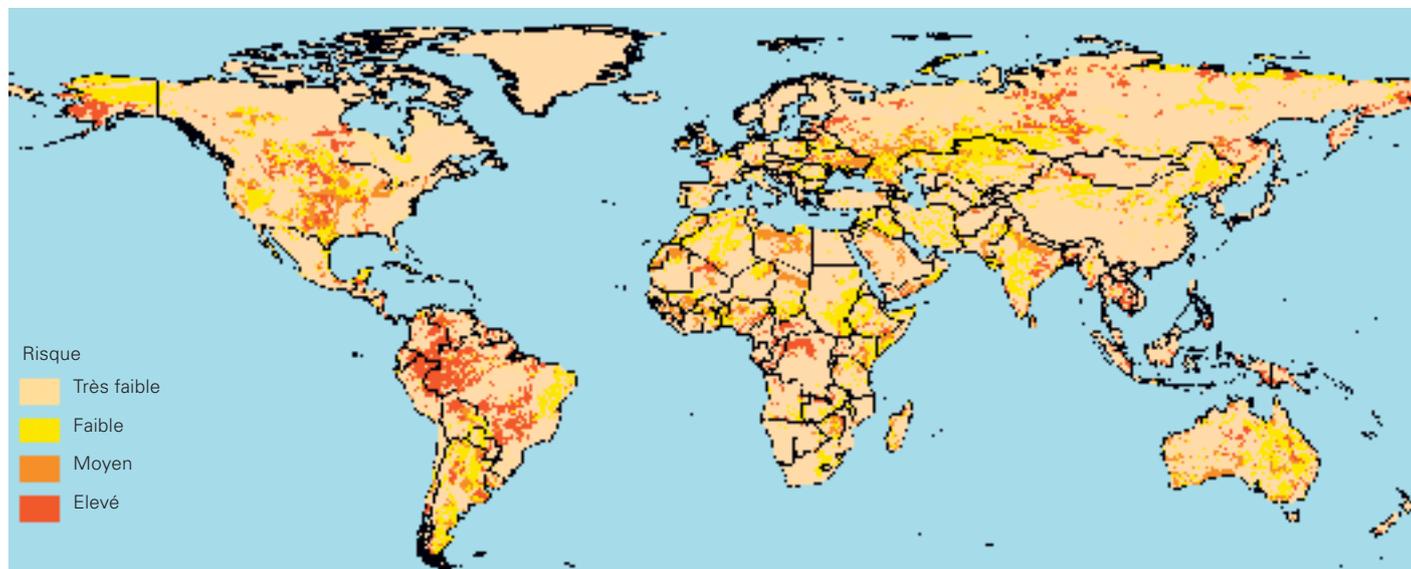
Sur notre planète, la santé de plus d'une centaine de millions de personnes est menacée par l'absorption de doses quotidiennes excessives d'arsenic et de fluor. Ces éléments d'origine géogène (cf. encadré) se dissolvent dans certaines conditions dans les eaux souterraines à partir du substratum géologique constitutif de l'aquifère. Les eaux ainsi polluées sont utilisées dans de nombreux pays en développement pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et la préparation des aliments. De plus, les nappes d'eau souterraines sont de plus en plus sollicitées pour l'adduction d'eau destinée à la consommation, d'une part parce que les ressources en eau potable s'amenuisent de façon générale, d'autre part parce que les eaux souterraines ont la réputation d'être pures car libres de germes pathogènes.

Les conséquences pour la santé de l'ingestion de quantités trop élevées d'arsenic ou de fluor ne deviennent réellement visibles qu'au bout de plusieurs années. L'arsenic peut entraîner toute une palette d'affections pouvant aller de simples anomalies de pigmentation de la peau jusqu'au déclenchement de cancers en passant par des hyperkératoses (augmentation de la couche

cornée de l'épiderme) et des problèmes cardio-vasculaires. Administré en petites quantités, le fluor protège de la carie dentaire et renforce les tissus osseux. A dose trop élevées, il peut cependant provoquer une maladie aux effets irréversibles, la fluorose. Les principaux symptômes de cette maladie sont des anomalies de coloration et une fragilisation des dents, des déformations du squelette et un accroissement du risque de fractures.

Même si certaines zones géographiques à teneurs élevées en arsenic ou en fluor ont déjà été identifiées, on ignore où d'autres nappes d'eau souterraine contaminées sont encore susceptibles de se trouver dans le monde. Une étude par des moyens d'analyse chimique est inenvisageable pour bien des raisons. Dans le cadre du projet «Water Resource Quality WRQ», nous avons donc établi des cartes globales et régionales de répartition des risques indiquant la probabilité d'occurrence d'eaux souterraines arsénifiées ou fluorées. D'autre part, nous travaillons actuellement à la mise au point de méthodes simples et économiques de traitement de l'eau et à l'évaluation de leur applicabilité pratique dans les pays en développement.

Fig. 1: Modélisation globale de la contamination par l'arsenic – Probabilités d'occurrence d'eaux souterraines arsénifiées.



Identifier les zones à risque – même en l'absence de données analytiques.

Les cartes des risques permettant de délimiter les zones présentant des concentrations élevées d'arsenic ou de fluor dans l'eau souterraine peuvent être très utiles dans les pays ne disposant pas de réseau efficace de surveillance de la qualité de cette ressource. Elles sont basées sur une modélisation effectuée à partir d'analyses d'eau souterraine couplées à des données géologiques et géographiques. La signification des différentes variables pour l'occurrence de teneurs élevées en fluor et en arsenic est évaluée et intégrée dans un modèle de simulation. Nous avons développé une nouvelle méthode de modélisation basée sur une combinaison de calcul statistique et d'expertise et tenant compte des causes naturelles de contamination des eaux souterraines. Grâce à ce type d'approche, il devient possible d'estimer les probabilités de pollution dans les régions ne disposant pas d'analyses chimiques des eaux souterraines.

Pour commencer, nous avons rassemblé toute une série de cartes indiquant des paramètres physiques tels que les types de sols, la géologie, le climat et la topographie dans une base de données (système d'information géographique, SIG). Ensuite, nous avons réuni des données sur la composition chimique des eaux souterraines à partir de publications et d'informations fournies par diverses autorités et institutions. Un total de 20 000 données a été recueilli pour l'arsenic et de 60 000 données pour le fluor.

Les eaux souterraines arséniées sont présentes dans de nombreuses régions du monde.

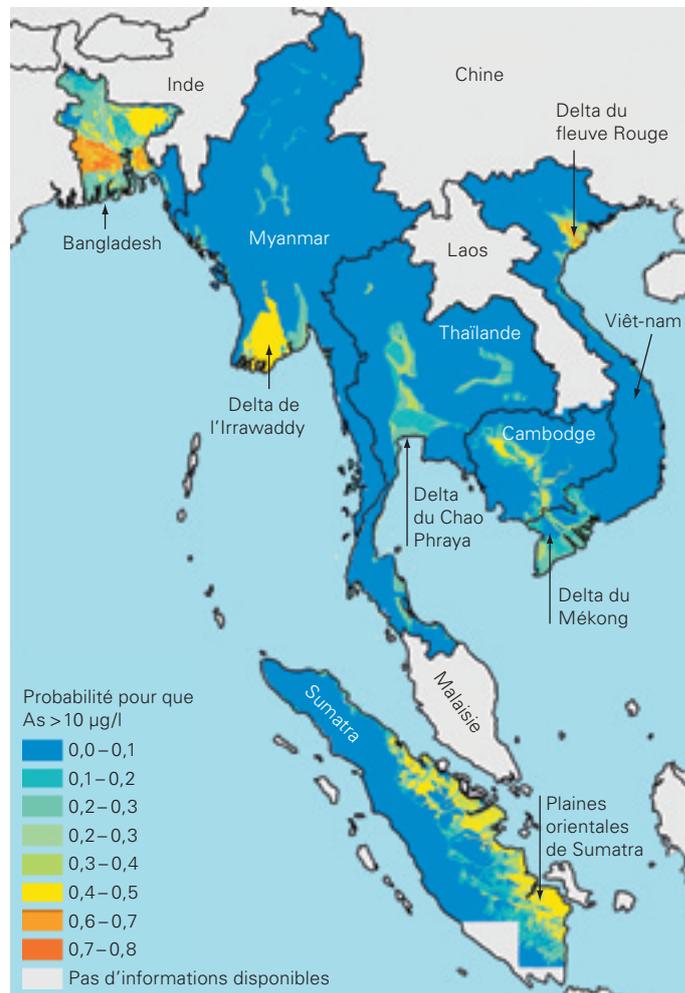
Par la définition et la simulation séparée de deux situations géochimiques, « milieu réducteur » ou « milieu oxydatif/pH élevé », un modèle optimal a pu être élaboré pour l'arsenic [1]. Les conditions réductrices, comme on les rencontre par exemple dans les alluvions fluviales récentes à forte teneur en matière organique, favorisent la libération d'arse-

nic sous sa forme réduite d'As(III). Par contre, la forme dominante dans les milieux arides à fort pH dans les nappes phréatiques sera la forme oxydée As(V).

Notre carte des risques de pollution (Fig. 1) indique que les eaux souterraines arséniées se rencontrent apparemment dans de nombreuses régions du monde. La probabilité d'occurrence de fortes teneurs est particulièrement élevée en Amérique du Nord (Alaska et centre des USA) et du Sud (Brésil par ex.), en Afrique (Congo) et en Asie du Sud-est (Bangladesh, Inde, Népal, Cambodge, Viêt-nam et Chine).

Au vu des problèmes importants déjà connus en Asie du Sud-est, nous avons décidé d'y réaliser une étude détaillée à l'échelle sous-continentale et d'intégrer à notre modèle les données géologiques des dépôts sédimentaires récents [2]. Des cartes numérisées du Bangladesh, du Cambodge, de la Thaïlande, du Viêt-nam, du Myanmar et de Sumatra ainsi que plus de 4600 données individuelles ont été intégrées à ce travail prédictif (méthode de régression logistique). Les calculs révèlent que la prédiction de la conta-

Fig. 2: Etude détaillée de contamination arsenicale potentielle en Asie du Sud-est avec prise en compte des caractéristiques géologiques des sédiments récents – Probabilités d'occurrence d'eaux souterraines arséniées en conditions réductrices.



Pollution d'origine géogène

Les nappes d'eau souterraine ne livrent pas toujours une eau absolument potable. En effet, là où certaines conditions chimiques et géologiques favorisent la libération de substances potentiellement toxiques du substrat minéral dans l'eau souterraine, l'utilisation de cette dernière pour la consommation peut s'avérer très dangereuse pour la santé. Ainsi, en milieu réducteur et pauvre en oxygène, le manganèse et l'arsenic passent sous leurs formes réduites solubles dans l'eau (arsénites pour As). En milieu basique, les anions tels que les fluorures, les arsénates, les vanadates, les sélénates, les borates et les complexes de carbonates d'uranyle se désorbent des surfaces minérales chargées négativement. De plus, les eaux souterraines renfermant peu de calcium dissout peuvent elles aussi présenter des teneurs élevées en anions (fluorures, arsénates, vanadates, etc.). Les contaminations d'origine géogène les plus fréquentes dans le monde sont celles dues à l'arsenic et au fluor. L'Organisation mondiale pour la santé (OMS) préconise pour l'eau potable une valeur limite de 10 µg/l pour l'arsenic et de 1,5 mg/l pour les fluorures.

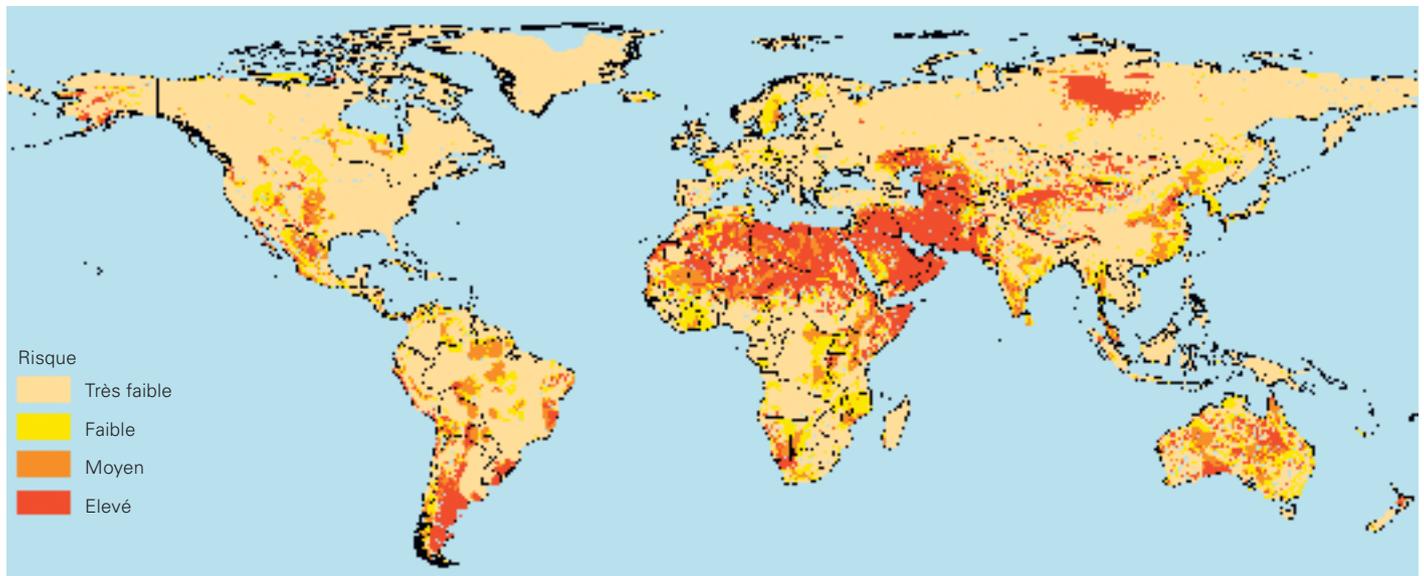


Fig. 3: Modélisation globale de la contamination par les fluorures – Probabilité d'occurrence d'eaux souterraines fluorurées.

mination arsenicale de l'eau souterraine est la meilleure pour les sédiments géologiquement récents (de l'holocène) des plaines alluviales ainsi que pour les sédiments riches en matière organique. Notre modélisation révèle d'autre part l'existence d'importantes zones à risque à Sumatra et au Myanmar, des pays n'ayant pas encore à ce jour effectué de dosages d'arsenic (Fig. 2).

Un risque de teneurs élevées en fluorures dans les eaux souterraines de certaines régions de l'Inde et de la Chine ainsi qu'en Afrique du Nord et au Moyen-Orient. La géologie joue également un rôle prédominant dans le phénomène de contamination des eaux souterraines par le fluor [3]. Les roches magmatiques, notamment, peuvent renfermer de fortes concentrations de fluorures. D'autre part, la possibilité de libération de calcium à partir du substrat géologique est un critère important étant donné sa capacité de coprécipitation avec le fluor sous forme de fluorure de calcium. En plus de cela, les conditions climatiques sont à prendre en considération puisque par exemple un climat sec et aride favorise l'accumulation des sels (notamment de fluor) dans les eaux souterraines les plus proches de la surface. Enfin, le pH du sol est un paramètre important puisque les fluorures sont libérés sous forme anionique en milieu basique.

Pour notre travail de simulation, huit situations géochimiques représentant autant de combinaisons différentes des paramètres cités plus haut ont été définies et modélisées une par une. Le résultat global est illustré par la figure 3. Une bande s'étendant sur l'Afrique du Nord et le Moyen-Orient jusqu'au Pakistan, à l'Ouzbékistan et au Kazakhstan apparaît nettement. Dans cette région du monde, le risque de rencontrer des eaux souterraines contaminées par les fluorures est particulièrement élevé.

Mais attention: les cartes des risques ne doivent pas être mal interprétées! Nous tenons à bien insister sur le fait que les cartes des risques indiquent simplement la probabilité d'occur-

rence d'eaux souterraines arséniées ou fluorurées dans les différentes régions et non pas l'état réel de contamination des eaux. Il n'est donc pas exclu que des eaux souterraines riches en arsenic ou en fluor se rencontrent dans des zones géographiques à faible probabilité de contamination et, inversement, que des nappes non contaminées existent dans les régions à forte probabilité de pollution.

Les limites de ce type de modélisation sont liées au degré de résolution spatiale et à la disponibilité des données. L'idéal serait de disposer de données différentes en fonction de la profondeur de l'eau souterraine étant donné que leur qualité varie avec ce paramètre et donc avec les caractéristiques géologiques et géochimiques du milieu. Malheureusement, les informations spatiales de ce type ne sont pas disponibles à une résolution suffisante. La modélisation ne saurait donc remplacer les contrôles de qualité sur le terrain.

Les exigences en matière de traitement: des méthodes simples, efficaces et peu coûteuses. Les exigences qui se posent en matière de potabilisation des eaux dans les pays en développement et notamment en milieu rural, sont particulièrement élevées.

Les méthodes de traitement doivent être utilisables aussi bien au niveau des ménages qu'à l'échelle communale. Dans l'idéal, les équipements doivent être d'une grande durée de vie, robustes et faciles à entretenir. A la fois efficaces et faciles à appliquer, ces techniques doivent produire suffisamment d'eau potable pour couvrir les besoins quotidiens. Pour permettre une mise en pratique durable des méthodes, il est important d'analyser non seulement les aspects techniques des projets, mais aussi les composantes socioéconomiques et socioculturelles de la production d'eau potable, comme par exemple le degré d'acceptation des techniques par la population concernée ou les aspects financiers, avant de mettre au point des stratégies de diffusion adaptées aux contextes locaux.

Des techniques sur mesure pour l'élimination de l'arsenic.

Dans les régions présentant de fortes teneurs en arsenic dans les eaux brutes, les solutions les mieux adaptées sont évaluées au cas par cas [4]. Ainsi, dans la région de Hanoi, une élimination généralement satisfaisante de l'arsenic peut être obtenue par une simple aération de l'eau souterraine suivie d'une filtration sur sable. En effet, l'eau du delta du fleuve Rouge a pour caractéristique de renfermer entre 10 et 30 mg/l de Fe(II) dissout. Au contact de l'air, celui-ci s'oxyde en formant des précipités rouille d'hydroxyde de Fe(III) sur lesquels l'arsenic vient s'adsorber, ce qui permet de le retenir dans les filtres à sable en même temps que les précipités.

Au Bangladesh, par contre, les teneurs naturelles en fer sont généralement trop faibles et de fortes concentrations en phosphates viennent encore perturber l'élimination de l'arsenic. Pour enrichir l'eau en fer de la manière la plus simple possible, nous avons développé des filtres à sable comportant du fer métallique sous différentes formes (limaille, clous, etc.) et assurant une élimination de l'arsenic plus ou moins efficace selon la composition de l'eau. Des essais de laboratoire et de terrain sont actuellement en cours de réalisation en collaboration avec différents partenaires au Bangladesh, au Salvador, en Grèce et en Roumanie pour mieux comprendre et optimiser le fonctionnement de ces filtres.

Nous menons d'autre part une campagne d'essais au Bangladesh avec des partenaires locaux pour tenter d'accéder à une eau souterraine non arsénisée par le biais de forages plus profonds (160–230 m). Malheureusement, à partir d'une certaine profondeur, l'eau devient très saline et s'enrichit en manganèse. Il s'agit donc de trouver pour chaque région la profondeur idéale correspondant à des teneurs non toxiques à la fois d'arsenic et de manganèse.

Des filtres à charbon d'os pour l'élimination des fluorures.

La première utilisation de filtres pour l'élimination du fluor contenu dans l'eau potable date déjà du début des années 1940. Depuis cette époque, divers matériaux filtrants à base d'oxydes d'aluminium ou de phosphates de calcium ont été développés avec succès. Mais ces applications étaient et sont toujours principalement limitées aux pays industrialisés; rares sont les projets de défluoruration menés dans les pays en développement à avoir réellement abouti. Un manque d'efficacité et d'adaptation aux conditions locales explique en grande partie cet échec.

En collaboration avec le diocèse catholique de Nakuru au Kenya, notre équipe étudie divers matériaux et méthodes de traitement basés sur l'emploi de phosphates de calcium à la recherche explicite de solutions pour les zones rurales des pays en développement. Cette organisation travaille déjà depuis 10 ans avec des filtres à charbon d'os pour l'élimination des fluorures. Bien que cette technique de traitement soit efficace et facile à utiliser, elle demande une grande expérience pour la production d'un charbon d'os de qualité suffisante. En effet, la température, le degré d'oxygénation et la durée du processus de carbonisation des os ont une influence décisive sur la qualité du produit. De plus, le charbon d'os ne peut être utilisé que pendant quelques mois et doit être changé régulièrement. Pour prolonger leur durée

de vie, nous travaillons actuellement à une nouvelle technique de filtration au charbon d'os dans laquelle les fluorures subiraient une précipitation dans les filtres grâce à des ajouts de phosphate et de calcium. Pour éviter d'avoir à procéder à des ajouts quotidiens de réactifs, le diocèse catholique de Nakuru a élaboré des pastilles qui se dissolvent lentement en libérant progressivement les composés nécessaires à la précipitation. Les résultats des premiers essais menés en laboratoire et sur le terrain sont encourageants: la durée des filtres à charbon d'os peut probablement être multipliée par un facteur allant de 5 à 7 [5].

Perspectives: apporter les méthodes de potabilisation dans les régions touchées.

Tandis que les technologies d'élimination des fluorures sont encore au stade des essais, des efforts importants sont entrepris depuis un certain temps en Asie pour diffuser les méthodes de traitement des eaux arsénisées. Malgré cela, les problèmes de santé dus à l'absorption d'arsenic se sont aggravés, notamment au Bangladesh. Il y a à cela plusieurs raisons. Tout d'abord, la population est trop peu sensibilisée au problème, ensuite les méthodes de traitement sont trop compliquées ou ne sont pas acceptées pour des raisons culturelles ou des questions d'habitudes, enfin la lutte quotidienne pour survivre est bien souvent tout simplement prioritaire par rapport à des problèmes apparemment futiles de qualité de l'eau. A cela s'ajoute le fait que les structures institutionnelles des pays concernés sont souvent trop mal comprises par l'extérieur pour que les nouvelles stratégies de potabilisation aient une chance d'être ancrées durablement dans la société. Les solutions proposées doivent être adaptées aux conditions locales et tenir compte des aspects institutionnels, techniques et sociaux propres à chaque situation. C'est pourquoi le projet WRQ de l'Eawag souhaite élaborer dans les années qui viennent une méthodologie systématique permettant la mise en œuvre efficace de solutions durables dans les pays en développement. ○ ○ ○

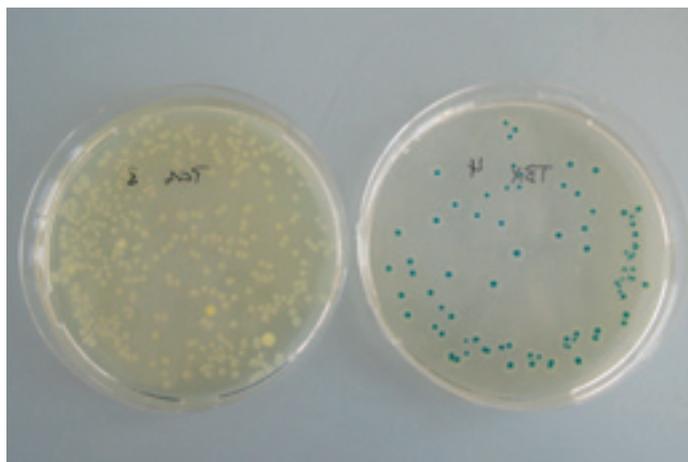
- [1] Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Hoehn E., Yang H., Johnson C.A. (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Science and Technology* 42, 3669–3675. doi: 10.1021/es702859e
- [2] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson C.A. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542. doi:10.1038/ngeo254
- [3] Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Møller K.N., Sarr M., Johnson C.A. (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Science and Technology* 42, 3662–3668. doi:10.1021/es071958y
- [4] Hug S.J., Leupin O.X., Berg M. (2008): Bangladesh and Vietnam: Different groundwater compositions require different approaches for arsenic mitigation. *Environmental Science and Technology* 42. doi:10.1021/es7028284
- [5] Müller K., Kage F., Wanja E., Mattle M., Osterwalder L., Zurbrügg C., Johnson C.A. (2008): Improving fluoride removal efficiency. *Sandec News* 9, 6.

Qualité hygiénique de l'eau potable: nouvelles méthodes d'évaluation

La qualité hygiénique de l'eau potable est généralement évaluée par comptage visuel de colonies bactériennes obtenues après incubation sur milieu gélosé. Cette méthode est cependant assez lente et sous-estime parfois très largement le nombre de germes contenus dans l'eau. Une nouvelle technique développée à l'Eawag selon le principe de la cytométrie en flux offre maintenant une alternative rapide, fiable et polyvalente de surcroît.

Développé il y a déjà plus de cent ans, le système de surveillance sanitaire et microbiologique actuel permet dans la plupart des cas d'éviter les contaminations de l'eau potable. Il est basé sur deux paramètres microbiologiques simples à mesurer [1]: le nombre de germes aérobies mésophiles (GAM: bactéries qui se développent en présence d'air à température moyenne) et la présence de l'entérobactérie *Escherichia coli* (Fig. 1). En Suisse, la détection d'un autre groupe de bactéries intestinales, les entérocoques, est exigée en supplément. Le nombre de GAM permet de juger de la présence de bactéries viables et capables de se multiplier et donc d'évaluer la qualité hygiénique générale de l'eau. Dans le réseau de distribution, le nombre de GAM ne doit pas dépasser 300 UFC (unités formant colonie) par ml d'eau. La présence d'*E. coli* ou d'entérocoques est un indicateur de contamination fécale. C'est

Fig. 1 : Germes aérobies mésophiles d'un échantillon d'eau ayant formé des colonies sur milieu gélosé (à gauche). Colonies de l'entérobactérie *Escherichia coli* cultivées en boîte de Pétri contenant un milieu nutritif gélosé sélectif qui permet une différenciation entre *E. coli* et les autres bactéries de la même famille (coliformes) (à droite).



Photos: Martina Bauchrowitz, Eawag

pourquoi aucun exemplaire d'*E. coli* et d'entérocoques ne doit pouvoir être détecté dans 100 ml d'eau.

Cette méthode présente cependant l'inconvénient d'une grande lenteur, les cellules bactériennes présentes dans l'eau devant, pour pouvoir être dénombrées, former des colonies bien visibles sur des milieux de culture gélosés: il faut ainsi patienter de 18 à 24 heures pour *E. coli* et, selon les variantes, de 3 à 10 jours pour le dénombrement des GAM. La détection supplémentaire de pathogènes spécifiques tels que les légionelles ou les agents du choléra est effectuée à l'aide de techniques similaires et peut quant à elle prendre de plusieurs jours à plusieurs semaines. Au cours des 20 dernières années, diverses techniques de biologie moléculaire ont certes été développées pour la détection rapide de germes indicateurs et de pathogènes spécifiques mais elles présentent elles aussi un certain nombre d'inconvénients. Elles exigent ainsi un personnel qualifié, présentent parfois une limite de détection encore trop élevée et/ou s'avèrent trop onéreuses pour les analyses de routine (pour une revue détaillée, voir [1], chapitre 8). Les techniques permettant un contrôle rapide, fiable et peu coûteux de la qualité hygiénique de l'eau font donc encore défaut. Depuis 5 ans environ, nous testons à l'Eawag les possibilités d'utilisation de la cytométrie en flux pour l'analyse microbiologique des eaux potables (cf. encadré). Les enseignements tirés de ces années d'essais sont des plus positifs. Trois des méthodes développées par notre équipe sont particulièrement intéressantes: la technique de dénombrement des germes totaux, la méthode d'évaluation de la vitalité des cellules microbiennes et celle de détection rapide des pathogènes.

Le dénombrement des germes par cytométrie en flux supplante la méthode classique en bien des points. La méthode officielle évalue la quantité de germes contenus dans l'eau par le dénombrement des germes aérobies mésophiles. Dans une eau de qualité irréprochable, leur nombre se situe entre 0 et 100 UFC/ml. Cette méthode sous-estime cependant le nombre



Thomas Egli, microbiologiste, professeur titulaire à l'EPF de Zurich et directeur du département de Microbiologie environnementale et chef de l'équipe «Microbiologie des eaux potables et écophysiologie». Coauteurs: Michael Berney, Frederik Hammes, Hans Peter Fuchsli

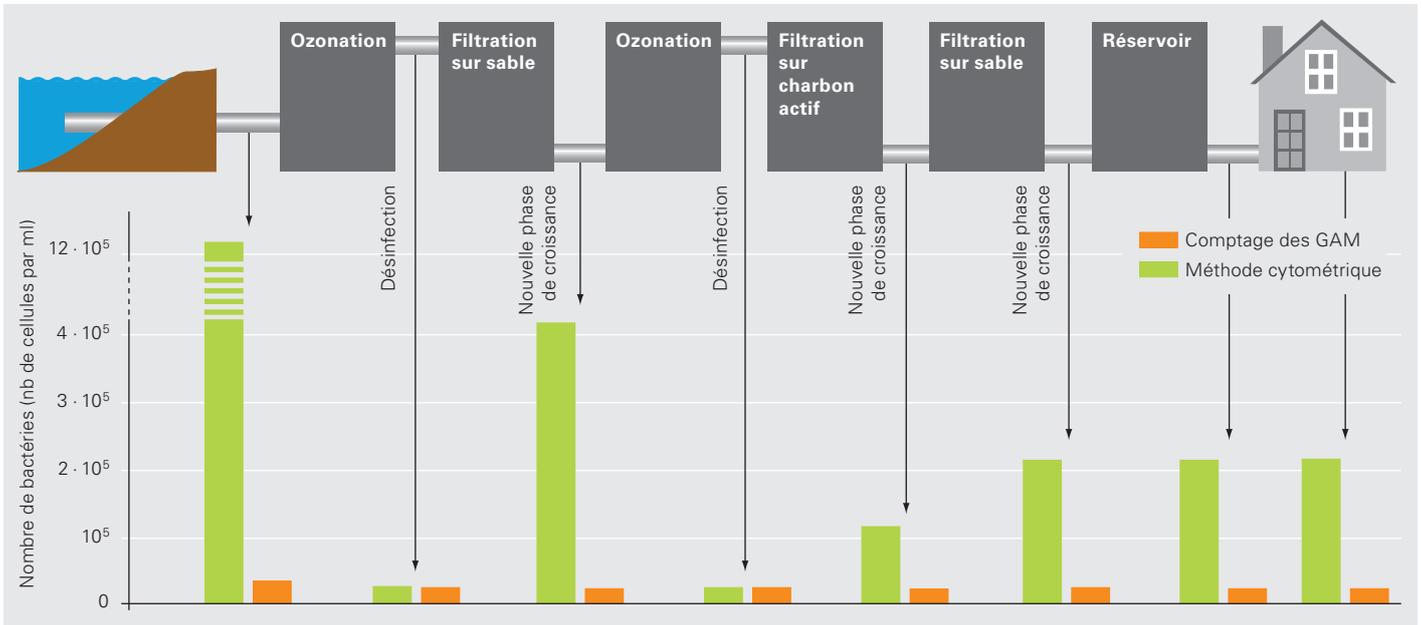


Fig. 2 : Résultats de dénombrements de bactéries effectués à différentes étapes de traitement et de distribution de l'eau potable issue du lac de Zurich par cytométrie en flux ou par la méthode officielle de comptage des GAM.

de bactéries réellement présentes dans le milieu testé d'au moins deux ordres de grandeur. Ce fait a été établi il y a plus de 30 ans à grands efforts de comptages comparatifs au microscope. Bien que la plupart des germes contenus dans l'eau soient actifs et capables de se multiplier, seuls $\frac{1}{100}$ à $\frac{1}{1000}$ des bactéries forment

des colonies dans la méthode de dénombrement classique. Il y a à cela plusieurs raisons.

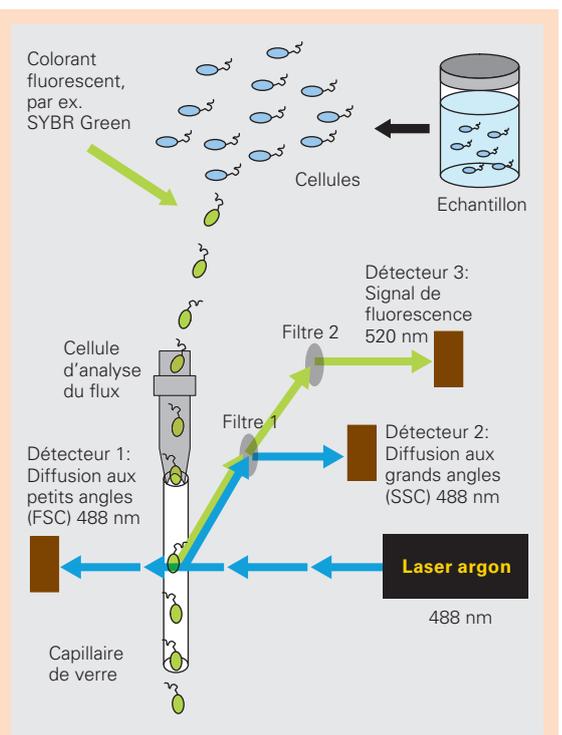
Avec notre nouvelle méthode, par contre, les microorganismes peuvent être comptés au bout d'à peine 15 minutes après avoir été marqués avec un colorant fluorescent se liant à l'ADN.

Plus de 1000 cellules par seconde comptées grâce à la cytométrie en flux

La cytométrie en flux est utilisée dans le domaine médical depuis plus de 20 ans notamment pour le comptage des cellules sanguines. Elle est par contre peu répandue en microbiologie, la faible taille des bactéries les rendant plus difficiles à détecter que les cellules humaines. Grâce à des améliorations techniques et une réduction de leur coût, de plus en plus d'appareils trouvent maintenant une application dans l'industrie agroalimentaire ainsi que pour la surveillance microbiologique des processus biotechnologiques.

De par son principe, la cytométrie en flux est une technique assez simple. Les microorganismes sont envoyés un par un dans un capillaire de verre traversé par un rayon lumineux (généralement laser). Lorsque le rayon atteint une cellule, une partie du rayonnement est dévié et il peut être dérivé vers un détecteur de lumière par un jeu de lentilles, de miroirs et de filtres. Le système électronique de détection permet de compter jusqu'à 100 particules par seconde, la quantité de matériel nécessaire étant généralement de moins d'un millilitre.

En complément, les cellules peuvent être marquées avec des colorants fluorescents qui viennent se fixer sur des composants cellulaires spécifiques comme par exemple l'ADN, les protéines ou des structures de l'enveloppe cellulaire. Ce marquage supplémentaire permet notamment de faire la distinction entre les cellules vivantes (donc marquées) et les cellules mortes ou inactives (non marquées).

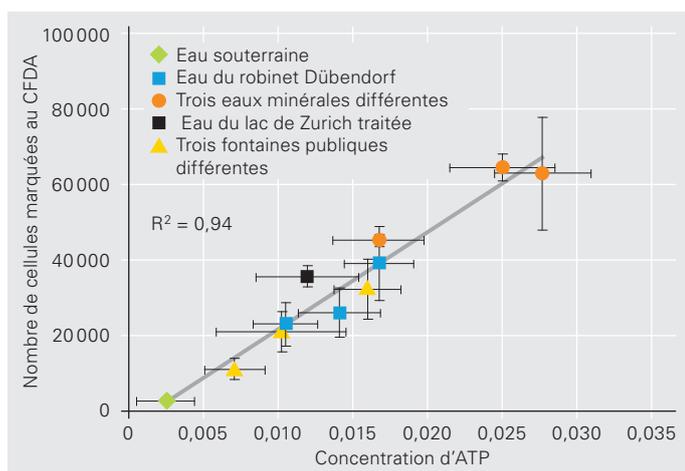


Colorant	Cible	Mécanisme d'action
Iodure de propidium	ADN	Peut traverser les membranes cellulaires perforées des cellules mortes mais pas celles, intactes, des cellules vivantes.
Bromure d'éthidium	ADN	Ne colore que les cellules mortes, les organismes vivants pouvant l'expulser par transport actif.
SYBR Green I Colorant cyanique	ADN	Colore les cellules mortes ou vivantes. Distingue les bactéries à forte teneur en acides nucléiques (HNA) de celles à faible teneur (LNA). On a longtemps cru que les bactéries HNA étaient vivantes tandis que les LNA étaient inactives ou mourantes. D'après nos résultats, cette théorie est fautive.
DiBac4(3) bis-(1,3-dibarbituric acid)-triméthine oxanol	Protéines	Ne pénètre dans les cellules que lorsque le potentiel membranaire est déstabilisé et que les activités énergétiques et les mécanismes de transport sont altérés.
CFDA Diacétate de carboxy-fluorescéine		Substrat transformé en composé fluorescent dans les cellules actives par l'action d'estérases.

Colorants fluorescents utilisables pour la mise en évidence d'activités physiologiques spécifiques dans les cellules microbiennes.

Une comparaison des deux techniques effectuée en collaboration avec le Service de l'eau potable de Zurich (Fig. 2) montre bien que les chiffres obtenus par cytométrie en flux, et vérifiés par comptage microscopique, livrent une image bien plus réaliste que le dénombrement classique [2]. Nos conclusions se voient par ailleurs corroborées par une autre étude réalisée dans le réseau de distribution interne de l'Eawag [3] et par le fait que la concentration d'ATP (adénosine-triphosphate – molécule intervenant dans le métabolisme énergétique de toutes les cellules vivantes) des échantillons présente une corrélation très forte avec le nombre de germes déterminé par cytométrie mais faible avec le nombre de

Fig. 3: Corrélation entre les concentrations en ATP des échantillons et le nombre de cellules détectées jugées vivantes après marquage au CFDA.



GAM livré par la méthode classique. Nous sommes donc d'avis que la méthode cytométrique que nous avons développée supprime la méthode traditionnelle dans bien des domaines. Elle est déjà employée (en complément de la méthode classique exigée par la loi) par le Service des eaux de Zurich pour ses analyses de routine.

Des colorants fluorescents pour marquer les cellules actives.

L'incapacité de la plupart des microorganismes présents dans l'eau à se multiplier sur les milieux de culture utilisés actuellement est souvent écarté par l'argument que ces cellules sont mortes ou du moins inactives et donc sans influence sur la qualité hygiénique de l'eau testée. De nombreuses observations indiquent cependant que ces germes sont en fait capables de se développer à partir du carbone organique assimilable (COA) présent dans la nature. Il importe donc aux spécialistes de l'eau potable de connaître à la fois le nombre de germes présents dans un échantillon et le degré de vitalité de ces microorganismes.

Pour les applications médicales et microscopiques, de nombreux colorants fluorescents ont été développés pour mettre en évidence certaines activités physiologiques des cellules. Des essais avec des souches de laboratoire ont montré que certains d'entre eux convenaient aussi à la détermination de la vitalité des cellules microbiennes. Nous menons actuellement une série de tests pour évaluer l'aptitude d'un certain nombre de colorants révélateurs de vitalité (cf. tableau) à marquer les microorganismes du milieu naturel.

Nous avons ainsi pu montrer qu'en moyenne 60 à 90 % des germes de l'eau sont biochimiquement actifs et vivants; c'est nettement plus que ce que le dénombrement classique des GAM permet de détecter [4, 5]. Le marquage au CFDA (diacétate de carboxyfluorescéine), colorant transformé par des estérases en une substance fluorescente dans les cellules vivantes, présente une forte corrélation avec les teneurs en ATP des échantillons analysés (Fig. 3). Dans l'ensemble, nous sommes donc persuadés de pouvoir très bientôt disposer d'un set de colorants adapté à l'analyse de routine fiable et efficace de la vitalité des microorganismes de l'eau.

Des billes immunomagnétiques pour la détection des germes pathogènes.

Comparé au nombre total de bactéries naturelles présentes dans l'eau, qui va d'environ 100 000/ml dans l'eau potable à 1 000 000/ml dans l'eau de lac, le nombre de germes pathogènes est extrêmement faible puisqu'il lui est inférieur d'un facteur de plusieurs puissances de 10 même en cas de forte contamination. Ainsi, pour détecter une cellule de l'indicateur de pollution fécale *E. coli* dans 100 ml d'eau potable, il faudrait la distinguer parmi 10 millions d'autres cellules lors de son passage dans le cytomètre en flux. La méthode développée à l'Eawag permet de réaliser une telle détection à un niveau de résolution suffisant en à peu près deux heures. Pour ce faire, les microorganismes contenus dans un échantillon d'eau sont tout d'abord concentrés sur une membrane filtrante puis collectés. Après ajout au concentré de billes immunomagnétiques (particules magnétiques porteuses d'anticorps qui se lient exclusivement à des



Le technicien de l'Eawag Hans-Ueli Weilenmann au cytomètre en flux.

structures spécifiques de la surface des germes pathogènes), il est possible d'en extraire les agents infectieux par aimantation puis de les dénombrer par cytométrie en flux.

Grâce à ce principe, nous sommes parvenus à détecter *Giardia lamblia*, un parasite intestinal affectant chaque année près de 200 millions de personnes dans le monde, avec un taux de récupération de plus de 95 % et ce, non seulement dans l'eau mais aussi dans les matières fécales [6]. Le seuil de détection se situe actuellement autour de 10 cellules par litre d'eau et aucun résultat faussement positif n'a été enregistré. Par le même procédé, nous sommes également en mesure de détecter les légionelles [7], les souches diarrhéiques O157 d'*E. coli*, les oocystes de cryptosporidies et les vibrions cholériques. Notre objectif est maintenant d'élargir le spectre des germes pathogènes détectables et d'abaisser sensiblement le seuil de détection.

La cytométrie en flux – une technique vouée à un grand avenir. Nous sommes convaincus que certaines des méthodes développées à l'Eawag trouveront très bientôt une grande application pratique. Elles permettront en effet pour la première fois d'obtenir des données complètes et réalistes sur le devenir

des microorganismes dans les systèmes de traitement et de distribution des eaux destinées à la consommation humaine. On voit maintenant apparaître sur le marché des cytomètres en flux simplifiés et donc plus abordables qui conviennent tout à fait à l'analyse des eaux. Si les progrès techniques se poursuivent dans ce domaine, on disposera certainement bientôt d'appareils permettant la détermination rapide et de routine de toute une série de paramètres renseignant sur la qualité d'hygiène de l'eau et englobant peut-être même les virus. Qui plus est, la perspective d'analyses en ligne semble se préciser et pourrait bientôt devenir réalité. ○ ○ ○

Nos sincères remerciements à tous ceux qui ont contribué ces dernières années au succès de notre domaine de recherche, en particulier à Franziska Boshard, Iris Hülshoff, Hans-Anton Keserue, Stefan Kötzsch, Eva Siebel, Marius Vital, Yingying Wang et Hans-Ulrich Weilenmann de l'Eawag. Un grand merci également à Oliver Köster et Hans-Peter Kaiser du Service des eaux de Zurich de même qu'à toute l'équipe de Wave 21.

Les travaux ont bénéficié du soutien financier de l'OFEV, de l'OFSP, de l'Eawag, du projet européen TECHNEAU, du Laboratoire Spiez et du Service des eaux de Zurich.

- [1] OECD, WHO (2003): Assessing microbial safety of drinking water. Improving approaches and methods. OECD, Paris, France, WHO, Geneva, Switzerland.
- [2] Hammes F., Berney M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [3] Siebel E., Wang Y., Egli T., Hammes F. (2008): Correlations between total cell concentration, total adenosine triphosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drinking Water Engineering and Science* 1, 1–6.
- [4] Berney M., Hammes F., Weilenmann H.-U., Bosshard F., Egli T. (2007): Assessing and interpreting bacterial viability using LIVE/DEAD BacLight™ Kit in combination with flow cytometry. *Applied and Environmental Microbiology* 73, 3283–3290.
- [5] Berney M., Vital M., Hülshoff I., Weilenmann H.-U., Egli T., Hammes F. (2008): Rapid assessment of microbial viability in drinking water. *Water Research* (in press).
- [6] Keserue H.A., Fuchsli H.P., Egli T. (2008): Rapid detection and enumeration of *Giardia* Sp. cysts in different water samples by immunomagnetic separation and flow-cytometric detection. 5th IWA Leading Edge Technology Conference on Water and Wastewater Technologies, Zurich. Abstract, p. 62.
- [7] Fuchsli H.P., Schürch N., Kötzsch S., Keserue H.-A., Egli T. (2007): Development of a rapid detection method for *Legionella pneumophila* in water samples. Swiss Society for Microbiology Annual Meeting, Interlaken. Abstract, p. 166.

Élimination des composés traces organiques

Les techniques modernes d'analyse révèlent toujours davantage de composés traces d'origine naturelle ou anthropique dans l'eau. Mais ces substances sont-elles correctement éliminées dans les usines actuelles de production d'eau potable ? Deux méthodes de traitement sont sur la sellette : la filtration au charbon actif et l'oxydation chimique.



Andreas Peter, chimiste de l'environnement, a présenté en 2008 une thèse de doctorat sur le thème des substances responsables de goûts et d'odeurs au sein du département « Ressources en eau et Eau potable » et cofondé la Spin-Off de l'Eawag « Aquality ». Coauteur : Urs von Gunten

La liste des composés traces organiques détectables dans l'eau s'allonge sans cesse. En effet, des techniques d'analyse de plus en plus perfectionnées permettent maintenant le dosage des substances présentes à des concentrations extrêmement faibles (de l'ordre du microgramme au nanogramme par litre). Elles comptent parmi les quelque 100 000 composés organiques synthétiques enregistrés dans l'Union européenne, dont environ 30 000 à 50 000 sont utilisés quotidiennement. Mais les substances synthétiques ne sont pas les seules à poser problème. Un certain nombre de composés traces d'origine naturelle sont également indésirables dans l'eau potable (cf. encadré « Origine des composés traces »).

Pour maintenir les concentrations en polluants à un niveau aussi bas que possible, la Suisse s'est fait une priorité de la protection des eaux et donc des ressources en eau potable. La dépollution des eaux usées, la protection des captages par des zones particulières (cf. article thématique, p. 4) et le traitement des eaux de voirie avant infiltration ne sont que quelques exemples parmi d'autres des mesures mises en œuvre à cet effet. L'objectif est

de pouvoir disposer d'une eau potable utilisable autant que possible sans traitement préalable ou presque. Aujourd'hui, la Suisse envoie ainsi annuellement dans le réseau de distribution entre 400 et 1000 millions de m³ d'eau n'ayant subi aucun traitement.

Lorsque la ressource est de qualité insuffisante ou qu'elle est issue de lacs, un traitement préalable de potabilisation est nécessaire. Diverses techniques physiques, chimiques et biologiques sont utilisées, souvent de manière combinée dans une filière de traitement : floculation, sédimentation, filtration (biologique), adsorption, transformations chimiques, oxydation/désinfection. Nous avons cherché à savoir si les procédés aujourd'hui mis en œuvre dans les usines de potabilisation étaient suffisants pour éliminer les composés traces nouvellement mis en évidence dans les ressources en eau. Cette étude a été menée dans le cadre du projet transversal Wave21 – Approvisionnement en eau au XXI^e siècle – de l'Eawag.

Élimination des composés traces : séparation ou destruction.

Parmi toutes les méthodes actuellement utilisables pour la potabi-

Origine des composés traces

Les composés traces synthétiques détectables dans l'eau potable proviennent de différents domaines d'activité humaine :

- ▶ *Agriculture* – exemple de l'atrazine, un pesticide fréquemment rencontré dans les eaux souterraines.
- ▶ *Transports* – exemple du MTBE (méthyl-tertiobutyl éther), un additif des essences utilisé en grandes quantités comme antidétonant.
- ▶ *Médecine* – exemple des médicaments difficilement dégradables dans les stations d'épuration et donc libérés dans les eaux superficielles : agents iodés de contraste radiographique, antibiotiques, analgésiques, bêtabloquants et remèdes anti-rhumatismaux ; mais aussi des hormones naturelles et synthétiques comme le 17 β -éthynylestradiol, le principe actif de la pilule contraceptive.

▶ *Industrie* – produits chimiques utilisés à l'échelle industrielle comme par exemple le trichloroéthène et le tétrachloroéthène, utilisés en grande quantité pour les opérations de nettoyage et de dégraissage.

A côté de ces substances d'origine anthropique, il existe également toute une série de composés traces d'origine naturelle. Le 2-méthylisobornéol et la géosmine, qui peuvent conférer une odeur désagréable à l'eau potable mais sont par ailleurs absolument sans danger, appartiennent à cette catégorie. Ils sont principalement synthétisés par des algues et bactéries dans les eaux superficielles eutrophes, c'est-à-dire riches en éléments nutritifs. D'autres substances sont autrement plus problématiques, comme par exemple les cyanotoxines libérées par les cyanobactéries (p. ex. les oligopeptides appelés microcystines) ; les cyanobactéries privilégient elles aussi les milieux aquatiques eutrophes (cf. article de Rolf Kipfer, p. 8).



Aptitude requise : un bon odorat. Analyse de composés odorants au CPG-olfactomètre à travers un « Sniff-port ».

lisation des eaux (cf. encadré p. 26), nous en avons étudié de plus près deux des plus efficaces : la filtration sur charbon actif et la transformation chimique par oxydation. Les deux méthodes sont basées sur deux principes fondamentalement différents. Dans la filtration sur charbon actif, les substances sont extraites sans modification de la solution à traiter par adsorption sur le charbon actif puis/ou soumises à une biodégradation dans un réacteur à charbon actif. Dans le deuxième type de procédé, les composés indésirables sont transformés en produits secondaires majoritairement inoffensifs par ajout de réactifs oxydants ou désinfectants (chlore, dioxyde de chlore, ozone, radicaux hydroxyle) ou par exposition à un rayonnement ultraviolet. L'efficacité des deux types de méthodes dépend d'une part des propriétés des matériaux (charbon actif en poudre ou granulaire p. ex.) ou des réactifs utilisés, d'autre part des caractéristiques physicochimiques des substances à éliminer : sont-elles par exemple polaires et hydro-solubles ou au contraire apolaires, donc difficilement solubles dans l'eau ? Par ailleurs, la composition de l'eau brute influe sur l'efficacité des méthodes de traitement. Par exemple, la présence de matière organique naturelle peut avoir un effet perturbateur. Il s'agit de produits métaboliques d'origine bactérienne, végétale ou animale comme des composés humiques ou des polysaccharides

pouvant être présents dans l'eau sous forme de particules ou sous forme dissoute.

Les filtres à charbon actif retiennent bien les composés traces apolaires. La filtration sur charbon actif est une méthode très répandue dans le domaine de la potabilisation des eaux. Le charbon actif en poudre est principalement utilisé lorsqu'une réaction flexible et rapide à une pollution subite est souhaitée tandis que les filtres à charbon actif granulaire, de faible coût d'entretien et de maniement aisé, se prêtent plutôt aux utilisations en continu.

Nos essais prouvent que les composés traces organiques apolaires sont effectivement bien retenus par le charbon actif. Nous avons ainsi testé sur une installation pilote le rendement d'élimination d'un filtre à charbon actif de 1,5 m de hauteur pour un composé odorant particulièrement puissant, l'IPMP (2-iso-propyl-3-méthoxy-pyrazine). L'IPMP est une substance à l'odeur putride principalement synthétisée par des bactéries terrestres. Pendant deux heures, de l'IPMP a été rajouté à l'eau brute jusqu'à une concentration de 1,5 µg/l. Aussi bien le charbon frais que le filtre en fonctionnement depuis six mois, et donc déjà totalement saturé en matière organique naturelle, ont été en mesure de rete-

Différentes méthodes d'élimination des composés traces

En plus des techniques testées dans notre étude, la filtration membranaire constitue elle aussi un bon moyen d'élimination des composés traces. Etant donné que la plupart de ces composés présentent une masse molaire nettement inférieure à 1000 Daltons, seules les membranes dont le diamètre des pores se situe dans le domaine nanométrique peuvent être utilisées. Toutefois, même cette nanofiltration n'assure pas de rétention totale des traces. De plus, elle présente la particularité de retenir également les ions calcium et magnésium, ce qui provoque un adoucissement partiel de l'eau potable. Enfin, l'eau doit subir un prétraitement avant de passer en nanofiltration afin de préserver la perméabilité de la membrane.

L'osmose inverse, jusqu'à présent non utilisée en Suisse, n'assure pas non plus une rétention à 100 % des composés traces. Elle ne peut être recommandée qu'en cas de problème sérieux de qualité de l'eau car elle demande énormément d'énergie et produit de grandes quantités d'un concentré chargé en polluants (de 10 à 20 % du volume d'eau traité) exigeant lui-même un traitement.

Sinon, les eaux brutes dont les teneurs en composés traces présentent une variation saisonnière peuvent être traitées par une combinaison de charbon actif en poudre et d'ultrafiltration membranaire. Cette chaîne de procédés est basée sur une adsorption des traces à éliminer sur du charbon actif en poudre ajouté selon les besoins, les particules obtenues devant être assez grandes pour être ensuite retenues par la membrane d'ultrafiltration.

Procédé de séparation	Éléments séparés
Microfiltration > 60 nm	Particules
Ultrafiltration 1,5 – 60 nm (MWCO 1000 – 1000 000 D)	Bactéries, virus, substances humiques, colloïdes
Nanofiltration 0,5 – 1,5 nm (MWCO 100 – 1000 D)	Virus, substances humiques, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , molécules
Osmose inverse < 0,5 nm (MWCO < 100 D)	Molécules, ions

Procédés membranaires et performances caractéristiques respectives. MWCO = Molecular weight cut-off en Daltons (seuil de coupure).

nir presque totalement l'IPMP apolaire dans les premiers 50 cm (Fig. 1A).

Les composés polaires en concurrence avec les matières organiques naturelles pour l'occupation des sites d'adsorption.

A l'inverse, les substances plus hydrosolubles comme l'additif des essences MTBE (méthyl-tertiobutyl éther) ne sont que partiellement retenues sur le filtre saturé (Fig. 1B). Apparemment, la disponibilité en sites d'adsorption est insuffisante pour l'élimination de ce polluant trace organique. Au cours de la filtration, ces sites sont en effet progressivement occupés par la matière organique naturelle et le rendement d'élimination chute au bout de quelques mois. Cette altération se produit d'autant plus rapidement que la teneur en matière organique naturelle dans l'eau est élevée. En même temps, des biofilms peuvent se former à la surface du charbon actif, ce qui présente aussi bien des avantages que des inconvénients. En effet, les biofilms bloquent eux aussi des sites

d'adsorption. Mais ils effectuent également une dégradation du carbone organique assimilable contenu dans l'eau, privant ainsi les microorganismes de nourriture et accroissant donc la stabilité biologique de l'eau.

Les radicaux hydroxyles sont des agents d'oxydation particulièrement puissants.

A l'inverse de la filtration sur charbon actif dont l'efficacité s'atténue avec le temps, les procédés oxydatifs sont régénérés en permanence par des ajouts constants d'oxydants. Certains de ces réactifs, l'ozone, les radicaux hydroxyles (produits très éphémères de la décomposition de l'ozone en solution aqueuse), le chlore et le dioxyde de chlore, sont utilisés dans le traitement de l'eau. Nous avons par conséquent étudié en détail quelle était l'efficacité de ces différents oxydants pour l'élimination des composés traces. Cette efficacité ne dépend pas uniquement de leur stabilité dans l'eau, c'est-à-dire de leur possibilité de réaction avec la matière organique naturelle, mais aussi de la rapi-

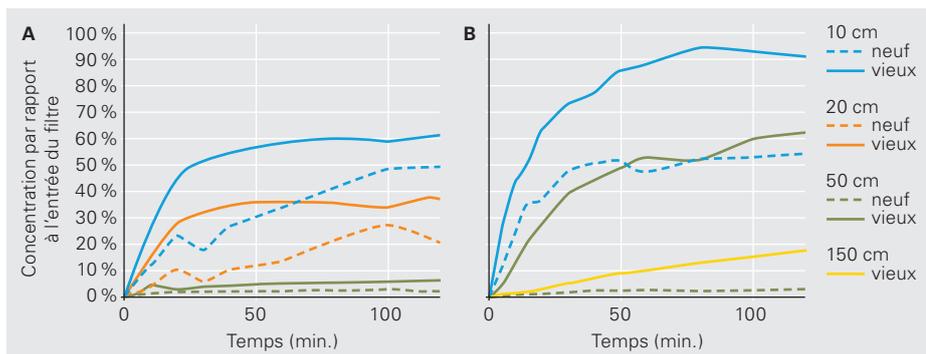


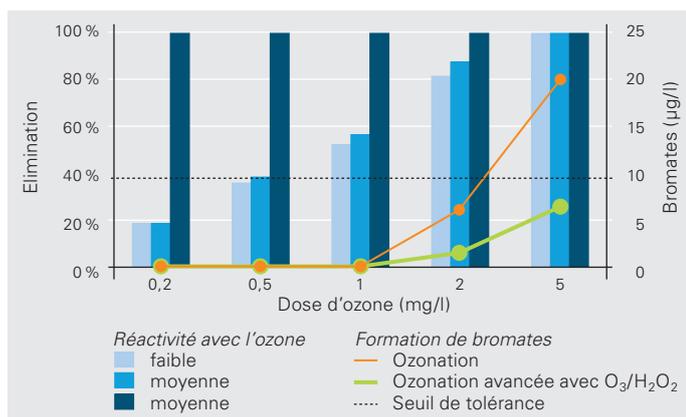
Fig. 1 : Rendement d'élimination d'un filtre à charbon actif pour le composé odorant IPMP et l'additif des essences MTBE (étude pilote menée avec de l'eau du lac de Zurich). Ligne pointillée = filtre neuf ; ligne continue = filtre de 7–8 mois saturé.

dité avec laquelle ils sont en mesure de transformer les composés traces indésirables. A l'exception des radicaux hydroxyles, les agents d'oxydation attaquent en effet des groupes fonctionnels spécifiques et la vitesse d'oxydation peut être approximativement estimée à partir de la structure chimique des traces visées. Pour un calcul exact de la cinétique, les constantes spécifiques de vitesse des réactions doivent avoir auparavant été déterminées par des expérimentations adéquates. La plupart des composés traces réagissent en premier avec les radicaux hydroxyles, puis avec l'ozone, le dioxyde de chlore et enfin le chlore. Pour évaluer correctement l'efficacité de l'oxydation, il convient cependant aussi de tenir compte du CT de l'oxydant (produit du temps d'exposition et de la concentration nécessaires) qui décroît dans l'ordre chlore > dioxyde de chlore > ozone > radicaux hydroxyles.

Des composés indésirables peuvent aussi se former lors de l'oxydation. L'un des problèmes de l'oxydation chimique est certainement la synthèse concomitante de sous-produits indésirables. La réaction avec la matière organique naturelle de l'eau peut donner naissance à des composés organiques (facilement) assimilables, ce qui favorise la croissance des microorganismes – un effet n'étant pas souhaitable pour la qualité hygiénique de l'eau traitée. C'est pourquoi les procédés d'oxydation sont souvent utilisés en combinaison avec une filtration biologique permettant de neutraliser ces substances au niveau des usines de production d'eau potable. Toutefois, d'autres composés toxiques peuvent aussi se former suite aux réactions chimiques, comme par exemple des composés organiques halogénés, des nitrosamines ou des halogénates.

Dans l'ensemble, l'ozone est l'oxydant le plus recommandable puisqu'il génère des produits d'oxydation souvent moins problématiques d'un point de vue toxicologique et mieux biodégradables que les composés d'origine. Toutefois, même l'ozonation peut générer des produits particulièrement indésirables, comme

Fig. 2: Elimination des composés traces (barres) et formation de bromates (lignes) au cours de l'ozonation et de l'oxydation avancée (étude pilote avec de l'eau du lac de Zurich contenant 20 µg/l de bromures). Les composés traces sont répartis en différentes catégories selon leur réactivité lors de l'oxydation: faible, p. ex. atrazine, MTBE et géosmine (responsable d'odeurs); moyenne, p. ex. IPMP; forte, p. ex. diclofénac, sulfaméthoxazole (médicaments).



les bromates qui présentent une activité cancérigène potentielle. La formation des bromates est particulièrement importante lors de l'utilisation de fortes doses d'ozone et dans les eaux contenant plus de 50 µg/l de bromures. La figure 2 offre une représentation de la relation liant élimination des composés traces et formation des bromates.

L'oxydation avancée permet une élimination efficace des composés traces résistants à l'ozone et minimise la formation de bromates. Pour les composés traces réagissant lentement avec l'ozone, des doses extrêmement élevées de cet oxydant peuvent être nécessaires (> 2 mg/l) (Fig. 2) pour atteindre plus de 90 % d'élimination. Cependant, plus l'apport d'ozone est important, plus les bromates formés sont nombreux. Nous avons constaté que l'oxydation dite avancée (« advanced oxidation processes », AOPs) permettait une bonne élimination de ces composés traces résistants à l'ozone tout en limitant la synthèse de bromates (Fig. 2). Ce procédé est basé sur la capacité oxydative des radicaux hydroxyles qui réagissent avec les traces organiques dès qu'ils entrent en contact avec elles, indépendamment de leur structure chimique. Pour l'oxydation avancée, les radicaux hydroxyles peuvent être synthétisés de diverses manières: par un couplage d'ozone et de peroxyde d'hydrogène (O₃/H₂O₂), d'ozone et de rayonnement UV (O₃/UV) ou de rayonnement UV et de peroxyde d'hydrogène (UV/H₂O₂).

La figure 2 montre bien que les composés traces étudiés sont presque totalement éliminés avec les apports d'O₃/H₂O₂ sans que le seuil de 10 µg/l fixé pour les bromates soit dépassé. Avec les procédés recourant aux UV, la synthèse de bromates est même négligeable mais les doses d'UV nécessaires sont nettement supérieures à celles habituellement utilisées pour la désinfection aux ultra-violettes. D'autre part, l'élimination des composés traces par la combinaison UV/H₂O₂ demande environ dix fois plus d'énergie qu'avec le couplage O₃/H₂O₂. Les étapes d'ozonation dans les filières de potabilisation peuvent être facilement optimisées par des techniques d'oxydation avancée pour faire face à des teneurs élevées de composés traces organiques dans l'eau brute.

Conclusion. La plupart des composés traces organiques sont presque totalement éliminés avec les techniques habituelles de traitement utilisées en Suisse pour la potabilisation des eaux provenant des lacs. Ce bon résultat est principalement dû à l'efficacité de l'ozonation et de la filtration sur charbon actif [1, 2]. La qualité de l'eau brute peut cependant fortement influencer les performances des filières de potabilisation et conditionne donc le choix des différentes techniques qui doivent entrer dans leur composition. ○ ○ ○

- [1] Peter A. (2008): Taste and odor in drinking water – Sources and mitigation strategies; Dissertation ETH Zürich, 141 p.
- [2] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water, Environmental Science and Technology 41 (2), 626-631.

La potabilisation des eaux de demain



Wouter Pronk, technicien des procédés biotechnologiques, dirige l'équipe des Technologies membranaires au sein du département de Gestion des eaux urbaines de l'Eawag. Coauteur : Hans Peter Kaiser, Service des eaux de Zurich

Une grande partie des usines de production d'eau potable construites au milieu du XX^e siècle doivent être rénovées voire renouvelées. Dans le cadre du projet transversal de l'Eawag Wave 21 « Approvisionnement en eau potable au XXI^e siècle », deux nouvelles filières de procédés impliquant la filtration membranaire ont été testées.

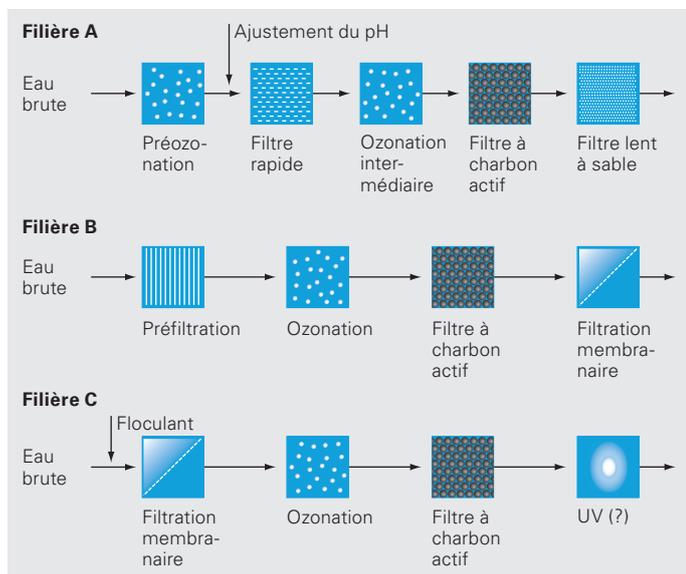
L'eau potable distribuée en Suisse provient pour 43 % de sources, pour 40 % de nappes d'eau souterraine et pour 17 % de lacs. Les eaux de source ou d'origine lacustre doivent souvent être traitées pour donner une eau potable de qualité irréprochable, les techniques nécessaires étant plus ou moins complexes selon leurs caractéristiques. Ainsi, la potabilisation d'une eau de source présentant occasionnellement des problèmes de turbidité pourra être assurée par une simple filtration sur sable ou une filtration membranaire, tandis qu'une contamination par des microorganismes ou des polluants traces nécessitera la mise en œuvre de filières combinant plusieurs procédés.

L'usine de production d'eau potable de Lengg gérée par le Service des eaux de Zurich (Wasserversorgung Zürich, WVZ) traite ainsi l'eau tirée du Lac de Zurich à travers deux étapes d'ozonation, deux filtrations sur sable et une filtration sur charbon actif (Fig. 1, filière A). Dans le cadre du projet Wave 21 de l'Eawag

(Approvisionnement en eau au XXI^e siècle), différentes alternatives de traitement sont étudiées en commun par le Service des eaux de Zurich, l'Eawag et l'entreprise Wabag, spécialisée dans la construction de stations de traitement. Pour le WVZ, la condition à remplir par les nouvelles filières est de livrer une eau d'aussi bonne qualité que celle utilisée actuellement (cf. article d'Erich Mück, p. 32).

Remplacement de la filtration sur sable par une filtration membranaire. La filtration membranaire, et plus précisément l'ultrafiltration (cf. tableau p. 26), est une méthode moderne et fiable d'élimination des microorganismes, mais elle n'oppose pas de barrière effective aux polluants, aux substances responsables de goûts et d'odeurs ou aux matières organiques assimilables (COA). Une élimination efficace de ces composés peut cependant être obtenue grâce à un couplage d'ozonation et de filtration

Fig. 1: Représentation schématique des étapes de traitement actuellement mises en œuvre à l'usine de Lengg pour la potabilisation de l'eau du Lac de Zurich (filière A) ainsi que des deux filières alternatives pouvant éventuellement venir remplacer le système existant (filières B et C).



Module membranaire du pilote étudié à l'usine de production d'eau potable de Lengg.



sur charbon actif. Ces éléments permettent de concevoir deux filières de traitement différentes selon que la filtration membranaire est placée en fin (Fig. 1, filière B) ou en début de chaîne, avant l'ozonation/filtration sur charbon actif (Fig. 1, filière C). La combinaison B a pu être testée au cours des deux dernières années en conditions réelles sur un pilote de traitement construit par l'entreprise Wabag au sein de l'usine de Lengg. Pour évaluer la filière C, des essais ont été menés en parallèle sur une petite installation membranaire.

L'eau potable étant une denrée alimentaire, les distributeurs d'eau potable sont tenus d'adopter le système HACCP pour le contrôle de qualité (cf. encadré). C'est donc selon ses principes que nous avons procédé dans notre étude. L'analyse des risques a révélé que l'eau du Lac de Zurich ne contenait pas de micropolluants devant être éliminés en permanence pour satisfaire aux exigences de qualité de l'eau potable. Certains paramètres clés doivent cependant être suivis pour évaluer leur comportement au cours du traitement de potabilisation. Cette évaluation fait l'objet des paragraphes qui suivent.

Microorganismes pathogènes. Dans l'installation actuelle, les microorganismes sont inactivés (ozonation) ou retenus (filtration sur sable rapide et lente) au cours de différentes étapes de traitement. C'est également le cas des organismes responsables d'affections diarrhéiques comme *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*. En fonctionnement normal, le filtre à sable est recouvert d'un film principalement constitué de matériaux et organismes retenus (« Schmutzdecke ») qui assure une élimination de *Giarda* d'un facteur 100 000, soit une réduction de 5 log du nombre de

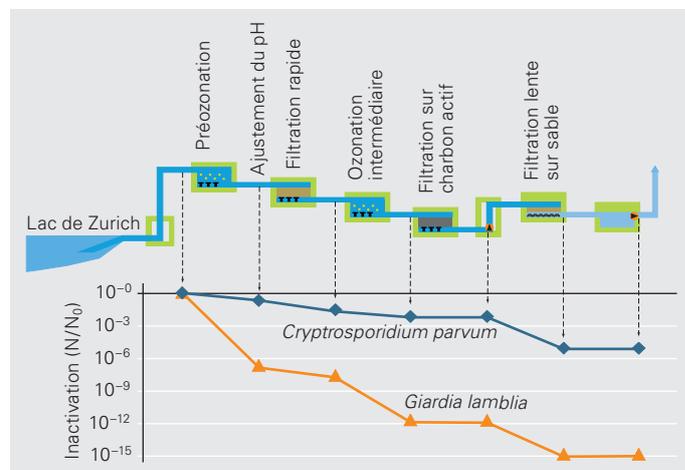


Fig. 2: Inactivation théorique de *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* dans la filière actuelle de potabilisation de l'eau du Lac de Zurich de Lengg. N = Nombre de cellules après traitement, N₀ = Nombre de cellules avant traitement. 10⁻² indique par exemple une réduction d'un facteur 100 de la teneur initiale.

germes. En fonctionnement stable, la filière de traitement actuelle de l'usine de Lengg atteint même dans l'ensemble une réduction de 15 log de *Giarda* (Fig. 2) et dépasse ainsi largement le minimum standard de 3 log (99,9 %) fixé par l'EPA (= US Environmental Protection Agency). Le « Schmutzdecke » doit cependant être enlevé de temps à autre lorsque la résistance hydraulique devient trop importante. Après une telle opération, le rendement de filtration

Le système HACCP

La méthode HACCP (« Hazard Analysis Critical Control Point ») est un système de prévention permettant de garantir la salubrité des denrées alimentaires aux consommateurs. Appliqué à l'eau potable, ce système consiste à évaluer tous les dangers potentiels en partant de l'eau brute (dans le cas de l'usine de Lengg, l'eau du Lac de Zurich) jusqu'au système de distribution en passant par toutes les étapes de traitement. Ceci implique non seulement de déterminer l'efficacité de chaque étape de potabilisation, mais aussi d'identifier tous les produits secondaires apparaissant lors des traitements, et de caractériser la stabilité microbiologique de l'eau produite en fin de chaîne de traitement – précaution d'autant plus judicieuse que le WVZ distribue l'eau sans protection du réseau. Dans une deuxième phase, il convient de définir

pour la surveillance de la qualité de l'eau les points critiques de contrôle ainsi que leurs limites critiques d'intervention. La teneur en ozone résiduaire est par exemple l'un de ces points critiques de contrôle. Elle donne une mesure du succès de l'inactivation des microorganismes pathogènes par l'ozonation.

Dans notre étude, trois groupes de risque ont été définis :

► **Groupe I :** Facteurs menaçant la santé des consommateurs. Entrent dans cette catégorie : les polluants toxiques comme les toxines de cyanobactéries et les nitrites pour lesquels un seuil a été fixé pour des raisons de santé publique, les bactéries pathogènes, les virus et les parasites et enfin les germes aérobies mésophiles bien qu'ils ne soient pas pathogènes (GAM, cf. article de Thomas Egli, p. 20).

► **Groupe II :** Facteurs pouvant faire l'objet de réclamations de la part des consommateurs. La confiance des usagers en leur système d'approvisionnement en eau potable peut être entamée. Entrent dans cette catégorie : principalement les composés responsables de goûts, d'odeurs et de turbidité.

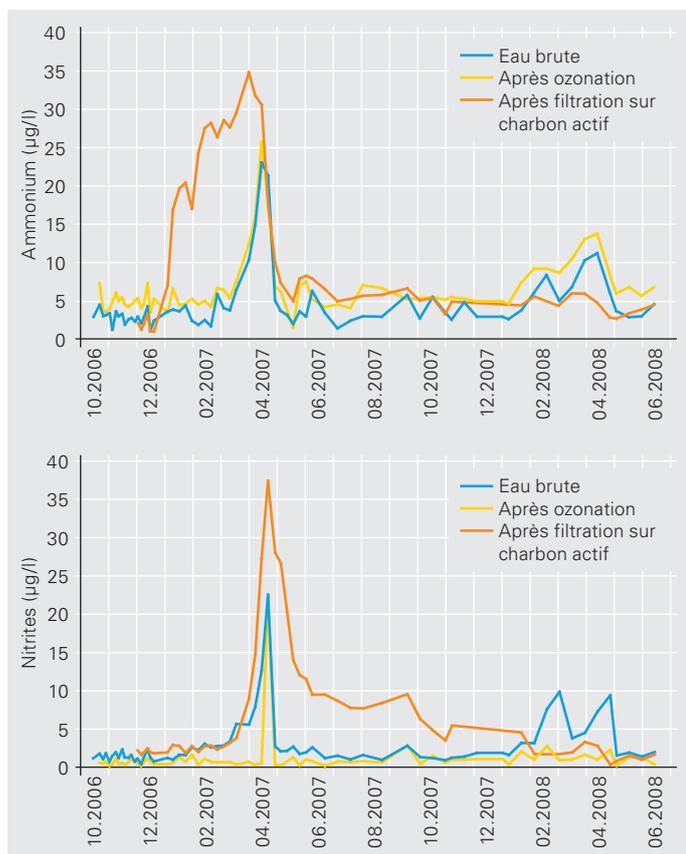
► **Groupe III :** Facteurs ne causant pas de problèmes sanitaires et n'étant pas remarqués des usagers. Etant donné que les consommateurs souhaitent une eau de qualité irréprochable, les services responsables s'efforcent naturellement d'éliminer ces composés lorsque les moyens nécessaires restent raisonnables. L'ordre de priorité III concerne entre autres l'anti-détonant MTBE (méthyl-tertiobutyl éther), l'inhibiteur de corrosion benzotriazole et les agents de contraste radiographique utilisés dans le domaine médical.

du filtre à sable est temporairement modifié jusqu'à ce qu'un nouveau film se soit formé sur le substrat filtrant.

La filtration membranaire offre au contraire une réduction constante à fort log du nombre de microorganismes. On sait ainsi que *Giardia lamblia* est retenu d'environ 5 log par ultrafiltration [1] et que l'ozonation permet une inactivation de 5 log supplémentaire. La combinaison des deux procédés telle qu'elle est proposée dans les filières B et C permet donc une élimination de 10 log indépendamment de la position de la filtration membranaire dans la chaîne de traitement.

Nitrites. Dans l'installation pilote à filtration membranaire terminale (filière B), une formation de nitrites s'est produite dans le réacteur à charbon actif au cours du premier printemps après sa mise en service (Fig. 3). Dans cette chaîne de traitement, les particules grossières, majoritairement composées de phytoplancton, sont retenues par une étape de préfiltration. Une partie du phytoplancton passe cependant au travers du filtre et se trouve éliminée lors de l'étape consécutive d'ozonation. Les protéines alors libérées sont ensuite dégradées par des microorganismes dans le réacteur à charbon actif. Cette biodégradation s'accompagne de la formation d'ammonium qui, sous l'action de bactéries nitrifiantes, se transforme lui-même en nitrites toxiques. Si le réacteur ne

Fig. 3: Concentrations en ammonium et en nitrites dans le filtre à charbon actif de la filière alternative B (cf. Fig. 1).



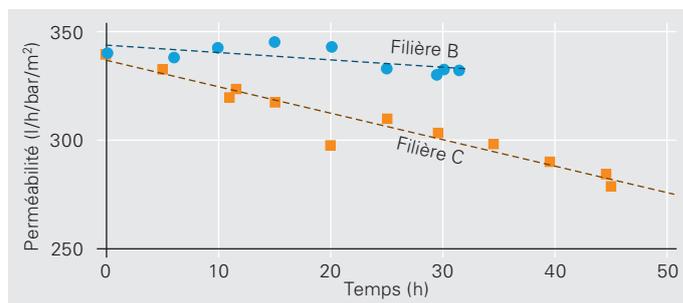
renferme pas de bactéries capables d'oxyder les nitrites, ceux-ci perdurent dans l'eau sans être transformés en nitrates. Dans notre essai, le seuil défini pour l'ammonium et les nitrites dans l'eau potable (100 µg/l) n'a cependant pas été dépassé. Au printemps suivant, plus aucune formation de nitrites n'a été constatée dans le réacteur (Fig. 3). Nous supposons donc qu'il s'agit là d'un problème temporaire qui peut apparaître en période de démarrage d'un filtre à charbon actif. Il est très probable que suffisamment de bactéries nitrifiantes se soient par la suite développées dans le réacteur pour éliminer les nitrites.

Il est concevable que la formation de nitrites puisse être totalement évitée en plaçant la filtration membranaire en tête de filière de manière à retenir le phytoplancton en amont. L'efficacité d'une telle stratégie doit être testée dans une deuxième installation pilote qui évaluera quant à elle la filière C au sein de l'usine de potabilisation de Lengg. Des essais à petite échelle ont montré que le rendement des membranes, c'est-à-dire leur perméabilité, diminue plus rapidement lorsqu'elles sont placées en tête et non en fin de la chaîne de traitement (Fig. 4). Pour assurer un fonctionnement stable de la filière C, il peut donc être nécessaire de faire précéder la filtration membranaire d'un prétraitement par floculation (Fig. 1) [2].

Cyanotoxines. Si le phytoplancton comprend des cyanobactéries ou algues bleues, leur destruction lors de l'ozonation peut s'accompagner d'une libération de substances toxiques, les cyanotoxines. Alors que ces toxines sont immédiatement oxydées au contact de l'ozone, il se peut aussi qu'une partie demeure au sein des cellules et ne soit libérée qu'au cours des étapes de traitement suivantes. Sous l'effet des changements climatiques, le développement des cyanobactéries pourrait s'accroître mais il est difficile de prévoir l'ampleur du phénomène. Quelle en serait alors l'implication pour l'usine de production d'eau potable de Lengg? Etant donné que l'ultrafiltration membranaire n'oppose pas de barrière aux cyanotoxines, la filière B à filtration membranaire terminale présente un risque plus élevé que les chaînes de procédés A et C.

Stabilité biologique et nombre de germes. La stabilité biologique de l'eau est un paramètre important de la potabilisation.

Fig. 4: Perte de perméabilité des membranes d'ultrafiltration au cours du temps selon qu'elles sont placées en tête (filière C de la Fig. 1) ou en fin de filière de traitement (filière B de la Fig. 1).



	Classe de danger selon le système HACCP	Filière A: Installation existante	Filière B: Membrane en fin de chaîne	Filière C: Membrane en début de chaîne
Risques dans l'eau brute				
Microorganismes pathogènes	I	+	+	+
Cyanotoxines	I	+	Peut éventuellement devenir un problème	+
Substances responsables de goûts et d'odeurs	II	+	+	?
Substances responsables de turbidité < 100 µm	II	+	++	++
Micropolluants	III	++	+	+
Risques pendant la potabilisation				
Ammonium et nitrites	I	+	Apparition possible de nitrites en phase de démarrage de la filtration sur charbon actif. Après : +	?
Stabilité biologique	I	++	?	?
Germes	I	+	+	+
Sous-produits de désinfection	I	+	+	

Efficacité des trois filières de traitement étudiées (cf. Fig. 1). ++ = très bonne efficacité, + = bonne efficacité, ? = reste encore à définir.

Une eau est considérée comme biologiquement stable lorsque sa teneur en carbone organique assimilable (COA) est suffisamment faible pour ne pas permettre la multiplication de microorganismes éventuels dans le réseau de distribution. Une eau potable de cette qualité – comme celle actuellement produite par l'usine de Lengg – peut être distribuée sans chloration. A l'usine de Lengg, le COA est biodégradé en trois étapes de traitement (filtration rapide, filtration sur charbon actif et filtration lente sur sable). Grâce surtout au filtre lent, la stabilité biologique de l'eau potable produite par l'installation actuelle est meilleure que celle atteinte dans le pilote par la filière B qui ne comporte qu'une seule étape de traitement biologique (filtration sur charbon actif). Mais bien que la teneur en COA en sortie du pilote soit un peu plus élevée que dans l'eau produite par l'usine de Lengg, elle se situe encore bien en deçà de la valeur postulée pour la stabilité biologique de l'eau potable. Reste à vérifier si cette qualité s'avère réellement suffisante dans la pratique.

Le positionnement de la filtration membranaire en tête de filière de traitement (solution C) comporte d'autre part le risque d'un dépassement des valeurs de tolérance fixées pour les germes dans l'eau potable si des cellules ou colonies de cellules se détachent du biofilm du réacteur à charbon actif et ne sont plus retenues par la suite. Ce problème pourrait être évité par un rinçage régulier du filtre à charbon actif et par le rajout d'une étape de désinfection au rayonnement UV en fin de filière.

Accidents chimiques. Bien que l'Ordonnance sur la protection contre les accidents majeurs ait nettement réduit la probabilité d'un accident chimique susceptible de polluer l'eau du Lac de Zurich, une telle catastrophe ne peut être totalement exclue. La nouvelle chaîne de traitement de l'eau du lac doit donc être en mesure de retenir un grand nombre de polluants chimiques po-

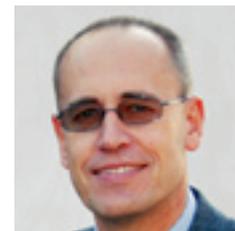
tentiels. Cette capacité lui est conférée par le couplage ozonation/filtration sur charbon actif.

Et la suite? A partir de notre analyse, une première comparaison qualitative des risques liés aux trois filières de potabilisation différentes (Tableau) peut être effectuée. Etant donné, cependant, que tous les dangers potentiels n'ont pas pu être évalués dans cette étude, il serait prématuré d'en tirer des conclusions définitives. Dans une prochaine étape, des essais pilotes assez importants sont donc prévus sur la filière C. Certaines situations particulières du fonctionnement des filières comme par exemple le rinçage des filtres, le démarrage d'une installation ou les mises en marche progressives, l'arrêt temporaire de l'usine ou la défection accidentelle d'une des étapes de traitement peuvent elles aussi générer des risques dont il importe de tenir également compte. De plus, la qualité de l'eau produite n'est pas le seul paramètre important, certains aspects conceptuels (flexibilité et modularité des procédés), techniques (facilité de fonctionnement et d'entretien), financiers (investissements) et écologiques (emprise au sol, consommation d'énergie, production d'eaux usées, déchets et consommation de produits chimiques) doivent également être pris en considération. ○ ○ ○

- [1] Jacangelo J.G., Trussell R.R., Watson M. (1997): Role of membrane technology in drinking water treatment in the United States. *Desalination* 113 (2-3), 119-127.
- [2] Jermann D., Pronk W., Meylan S., Boller M. (2007): Interplay of different NOM fouling mechanisms during ultrafiltration for drinking water production. *Water Research* 41 (8), 1713-1722.

L'association fructueuse : recherche et pratique

Le Service des eaux de Zurich (WVZ) travaille depuis plusieurs années en association avec l'Eawag et un partenaire industriel ; cette collaboration s'est encore intensifiée dans le cadre du projet transversal de l'Eawag Wave 21. Mais quel est le secret de réussite d'un projet qui, comme ici, réunit trois partenaires différents et leurs propres objectifs? Voici le point de vue des professionnels.



Erich Mück, ingénieur et directeur du Service des eaux de Zurich – Wasserversorgung Zurich WVZ. Coauteurs : Ulrich Bosshart, Hans-Peter Kaiser, Oliver Köster (tous WVZ)

La relation à l'eau potable est basée sur la confiance. D'après un sondage de la Société suisse de l'industrie du gaz et des eaux (SSIGE) datant de 2006, l'eau potable est appréciée de 95% de la population helvète. Les consommateurs sont cependant très sensibles aux problèmes de qualité et ceux-ci peuvent venir durablement entacher sa réputation. C'est ce que la ville de Zurich a appris à ses dépens lorsqu'en 1884 une épidémie de typhus a emporté plusieurs dizaines de personnes. Elle a dû alors s'engager dans une collaboration plus ou moins volontaire avec différents organes de recherche : l'EPF et l'université de Zurich et avec Robert Koch de l'Office impérial de la santé de Berlin. En plus de la collaboration avec l'EPF de Zurich qui s'est maintenue jusqu'à nos jours, le WVZ a également noué des liens de travail avec l'Eawag qui perdurent depuis 1995. Ce qui a débuté sur le thème de l'ozonation s'est maintenant étendu à divers autres projets. Bien que le WVZ dispose lui-même de nombreux spécialistes forts d'une formation et d'une expérience solides, il se trouve régulièrement confronté à des problèmes assez complexes qui sont à résoudre plus efficacement avec le concours de la recherche et de l'industrie. Il peut alors s'agir de situations nécessitant des connaissances spécifiques ou un investissement de temps trop important. Mais quels sont alors les ingrédients d'une bonne collaboration entre recherche et pratique? Trois exemples concrets permettent de répondre à cette question.

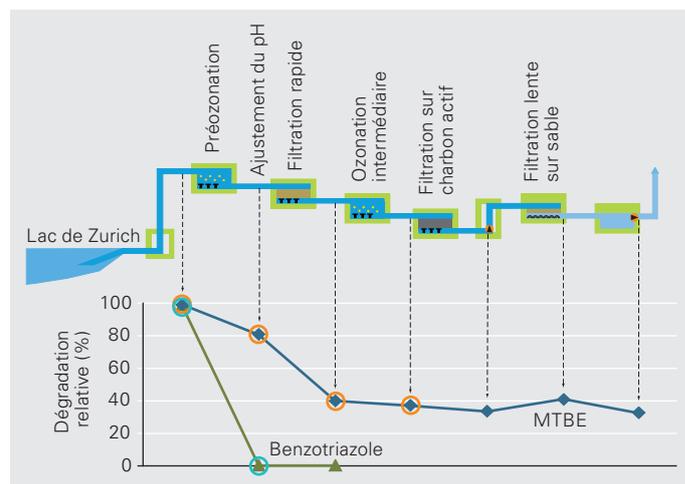
L'ozonation constitue-t-elle une étape efficace de traitement pour la potabilisation des eaux provenant des lacs?

L'eau potable est régie par la législation sur les denrées alimentaires et les fournisseurs d'eau sont tenus de quantifier l'efficacité des différentes étapes de traitement selon la méthode HACCP (cf. encadré p. 29). Cette obligation concerne aussi l'ozonation. Cependant, pour obtenir une description quantitative de l'efficacité de l'ozone pour l'élimination des microorganismes et des composés traces, il est impératif de disposer d'une bonne connaissance des phénomènes hydrauliques au sein du réacteur ainsi que des cinétiques de dégradation ou de désinfection. Dans le projet du WVZ, ce savoir a été apporté par l'équipe de l'Eawag entourant Urs von Gunten (voir aussi l'article d'Andreas Peter, p. 24). Etant donné que les travaux nécessitaient à la fois des essais de laboratoire

et des études sur le réacteur d'ozone dans l'usine de production d'eau potable et que les mesures ont été effectuées par les deux partenaires, la réalisation du projet a non seulement demandé une collaboration très étroite entre les parties concernées mais aussi un échange des données recueillies. Dans la suite du projet, les résultats des essais de laboratoire ont été reliés aux connaissances théoriques des processus de dégradation et de désinfection pour élaborer un modèle de simulation. L'exactitude des prévisions livrées par ce modèle a pu être vérifiée par les analyses effectuées par le WVZ (Fig. 1).

Grâce à ce projet commun, le WVZ est maintenant en mesure de déterminer pour toutes les installations d'ozonation de son réseau le degré d'inactivation de tous les microorganismes à constante d'inactivation connue et le degré de dégradation de tous les composés traces à constante de dégradation connue [1-4]. Nous travaillons d'autre part à l'élaboration d'un module supplémentaire chargé de déterminer en ligne la constante de dégradation par l'ozone dans l'eau tirée du lac de Zurich et d'adapter

Fig. 1 : Degré modélisé (cercles) et effectivement mesuré (triangles et losanges) de dégradation des composés traces dans les différentes étapes de traitement de l'usine de potabilisation d'eau lacustre de Lengger.



en continu les doses d'ozone à mettre en œuvre dans la chaîne de potabilisation. Dans une étude avancée menée de concert avec l'équipe de l'Eawag de Willi Gujer, une simulation des processus hydrauliques au sein du réacteur d'ozone a été effectuée à l'aide d'un modèle en trois dimensions, ce qui a encore amélioré la qualité des prévisions. Le WVZ se servira de ce modèle pour la conception des chambres de ses prochains réacteurs.

Dans l'ensemble, le projet Ozonation a duré 7 ans et engendré pour le WVZ des coûts externes d'un montant d'environ 400 000 francs. En plus de plusieurs chercheurs de l'Eawag, il a mobilisé un employé du WVZ à 10–15 % pendant toute sa durée.

A la recherche d'une nouvelle méthode de détermination de la stabilité biologique de l'eau. L'une des missions de la potabilisation des eaux de surface est également d'assurer la stabilité biologique de l'eau produite. Si l'eau potable doit en effet être distribuée aux consommateurs en empruntant un réseau ne mettant pas en œuvre de dispositifs garantissant la sécurité sanitaire lors du transport (comme la chloration par exemple), le seul moyen d'éviter une multiplication post-traitement de microorganismes est de produire une eau très pauvre en éléments nutritifs. Etant donné que le développement des germes dans l'eau potable est

généralement limité par la disponibilité en composés organiques, notre but était de mettre au point une méthode à la fois rapide et économique pour déterminer le carbone organique assimilable (COA) dans un domaine de concentration de l'ordre du microgramme par litre.

Le test développé à l'Eawag par l'équipe de Thomas Egli se sert de la cytométrie en flux (voir aussi l'article de Thomas Egli, p. 20) pour suivre la croissance d'une communauté naturelle de microorganismes sur le COA et d'en déduire les teneurs dans l'eau. La méthode a d'autre part été combinée à la détermination d'autres paramètres : nombre total de germes, matière organique dissoute, température, pH, germes aérobies mésophiles [5–7]. Les nouvelles méthodes présentent un grand intérêt aussi bien pour la recherche que pour la pratique de la potabilisation des eaux et sont déjà bien implantées au WVZ.

Dans ce projet, le WVZ a engagé 150 000 francs pour financer le travail d'un chercheur de l'Eawag sur une durée de deux ans et 30 000 francs supplémentaires pour les analyses effectuées en son sein. Une personne du WVZ était d'autre part engagée à 10–15 % dans ce projet. Une collaboratrice de l'Eawag anciennement engagée dans ce projet est actuellement employée au WVZ.

Le Service des eaux de Zurich

Le Service des eaux de Zurich (Wasserversorgung Zurich, WVZ) ne limite pas ses exigences à la qualité de l'eau potable. Le WVZ est ainsi certifié depuis 15 ans selon la norme ISO 9000 (Systèmes de management de la qualité avec laboratoire accrédité et certification en matière de protection de l'environnement et de sécurité du travail). Le WVZ s'est donné pour but d'approvisionner en permanence la population de la région zurichoise avec une eau d'excellente qualité à un très bon rapport qualité/prix. L'engagement qu'il fournit ainsi depuis de nombreuses années a valu au WVZ de bénéficier d'une remarquable confiance auprès des consommateurs et d'être souvent cité en exemple au niveau national et international parmi les entreprises de service de l'eau. Le WVZ est un membre important du réseau aquaeXpert [8] soutenu par la Société suisse de l'industrie du gaz et des eaux SSIGE qui réunit les spécialistes des sept laboratoires des distributeurs d'eau suisses et a récemment établi un partenariat avec l'Eawag. AquaeXpert est un instrument de valeur pour la conservation et la transmission du savoir-faire et constitue une plateforme d'échanges entre les distributeurs d'eau.

Chiffres du WVZ en 2007

Année de création : 1868 ; personnel : 285 personnes ;
 env. 820 000 consommateurs dans 67 communes ;
 volume d'eau consommé : 53 millions de m³ par an ;
 4 usines de traitement : 2 d'eau de lac, 1 d'eau souterraine et
 1 d'eau de source ; capacité de livraison par jour : 500 000 m³ ;
 longueur de conduites gérées : env. 1544 km ;
 dépenses : 117 millions de CHF ; recette : 120 millions de CHF ;
 prix au m³ (taxes comprises) : 2.50 CHF



Zone géographique alimentée par le WVZ. En plus de la zone centrale de Zurich, le WVZ travaille sous contrat dans les zones en gris clair. Les quantités d'eau qui y sont distribuées peuvent varier d'apports d'appoint à une couverture totale des besoins.

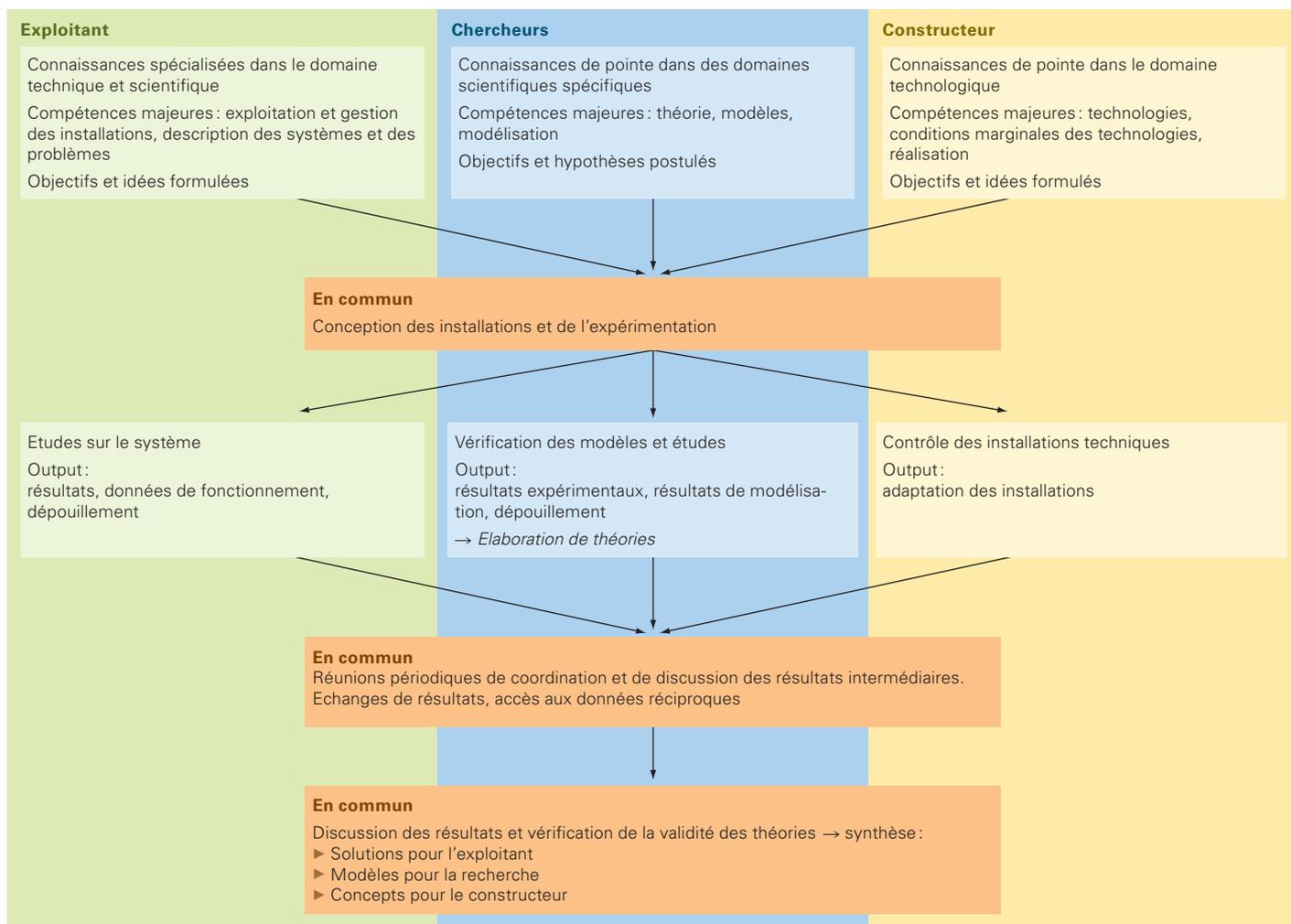


Fig. 2: Schéma de principe de la collaboration entre le WVZ, la Wabag et l'Eawag pour l'étude pilote de nouveaux procédés de potabilisation.

Emploi de technologies d'avenir dans les usines de traitement des eaux de lac – Wave21.

Le point de départ de ce projet a été la demande du WVZ de techniques économiques et durables permettant à l'avenir de livrer une eau d'aussi bonne qualité que les chaînes de procédés actuelles sans qu'il soit besoin d'auxiliaires comme la chloration pour garantir la qualité sanitaire dans le réseau. Les principaux problèmes posés par le WVZ ont pu être traités au bénéfice de tous en les intégrant au projet de l'Eawag Wave21 (Approvisionnement en eau au XXI^e siècle). En plus de l'Eawag, une collaboration a été établie avec un second partenaire, la société de construction Wabag de Winterthur avec laquelle le WVZ avait déjà géré avec succès deux stations pilotes depuis 2003. Les trois partenaires ont alors formé une équipe de gestion du projet qui s'est chargée de la conception technique de la nouvelle station pilote et de la planification expérimentale de même que de l'exploitation des résultats et données et de la coordination des tâches (Fig. 2). Grâce à cette association harmonieuse de scientifiques, de professionnels du Service des eaux et de constructeurs d'installations, il a été possible de tester un système d'avenir pour la potabilisation des eaux. Celui-ci est

composé d'une préfiltration, d'une ozonation, d'une filtration sur charbon actif et d'une filtration membranaire, et il fonctionne depuis fin 2006. Les essais sur pilote devraient être achevés d'ici fin 2008.

Bien que les données recueillies n'aient pas encore été toutes dépouillées, le WVZ tire déjà un grand profit de ce projet. Ainsi, de nouvelles méthodes d'analyse ont été développées pour l'évaluation des différentes étapes de traitement. Le système d'eau ozonée et de mélangeurs statiques pour l'ozonation est bien meilleur que la technique de diffusion utilisée jusqu'à présent. La nouvelle méthode dite d'oxydation avancée qui combine ozone et peroxyde d'hydrogène permet d'accroître la capacité d'élimination de certains micro-polluants. De nouveaux tests permettent une caractérisation de la filtration sur charbon actif. Enfin, les travaux menés sur les problèmes d'encrassement des membranes (accumulation de matière organique naturelle à la surface des membranes) permettent d'améliorer la qualité de la modélisation des processus se déroulant pendant la filtration. En 2009, le WVZ mettra à nouveau en place une étude pilote sur une nouvelle chaîne de procédés comprenant une filtration membranaire préliminaire suivie d'une

ozonation et d'une filtration sur charbon actif et éventuellement d'une désinfection par rayonnement UV.

Le WVZ participe au projet Wave 21 jusqu'à fin 2008 en y engageant 5 personnes à 10–20 % chacune et une personne à 30 %. Il a d'autre part financé la construction et le fonctionnement de la station pilote à hauteur d'env. 1,2 millions de francs de même que les analyses de laboratoire à hauteur de 200 000 francs par an. La société Wabag a quant à elle mis à disposition du projet 2 personnes à un total de 30 %.

Conditions de succès, opportunités et dangers – un bilan.

Le principal « moteur » d'un projet réussi est très certainement la volonté de discussion et d'ouverture des différents partenaires. En effet, il n'est pas toujours facile d'exposer clairement les données d'un problème et ses implications pour les différents intéressés ou à l'inverse de comprendre et d'accepter le point de vue d'autres parties prenantes. Ainsi, une société de production doit se conformer à des impératifs très stricts qui peuvent mettre un frein à la liberté d'action des scientifiques. D'un autre côté,

cette liberté conceptuelle est indispensable à l'émergence d'innovations. Il est essentiel de trouver là le bon équilibre.

Au-delà de ces considérations, nous pouvons citer d'expérience d'autres facteurs de réussite pour les projets innovateurs :

- ▶ Un but commun dans lequel chacun des partenaires reconnaît des objectifs propres.
- ▶ Une focalisation des partenaires sur leurs domaines de compétence respectifs.
- ▶ Des rencontres périodiques permettant de discuter de l'état d'avancement et de la poursuite des travaux.
- ▶ Un bon esprit d'équipe, renforcé par une expérience commune.
- ▶ Des connaissances des membres de l'équipe dans les domaines de compétence des autres, notamment dans le milieu de la recherche.
- ▶ Une certaine proximité spatiale des différents partenaires
- ▶ Un rapprochement des partenaires dans le cadre de sous-projet.

La démarche que nous avons choisi de suivre pour construire et mener le projet exige d'importants moyens humains mais le gain de connaissances ainsi réalisé vient largement récompenser cet effort. D'autre part, cet engagement a un autre effet bénéfique pour le WVZ: ses difficultés à trouver un personnel hautement qualifié dans le milieu des hautes écoles appartiennent désormais au passé. La collaboration du WVZ avec l'Eawag et le Wabag est donc un grand succès qu'il y a tout lieu d'entretenir et de développer pour assurer la qualité et la modernité de l'approvisionnement en eau du futur. ○ ○ ○

Station pilote de potabilisation de l'eau du lac de Zurich à l'usine de Lengg.



- [1] Hervé Gallard H., von Gunten U., Kaiser H.P. (2003): Prediction of the disinfection and oxidation efficiency of full-scale ozone reactors. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 52, 277–290.
- [2] Elovitz M.S., von Gunten U., Kaiser H.P. (2000): Hydroxylradical/ozone ratios during ozonation process. II. The effect of temperature, pH, alkalinity and DOM properties. *Ozone Science & Engineering* 22, 123–150.
- [3] Kaiser H.P., von Gunten U., Elovitz M. (2000): Die Bewertung von Ozonreaktoren. *Gas – Wasser – Abwasser* 1, 50–61.
- [4] Von Gunten U., Elovitz M., Kaiser H.P. (1999): Calibration of full-scale ozonation systems with conservative and reactive tracers. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 48, 250–256.
- [5] Hammes F., Salhi E., Köster O., Kaiser H.P., Egli T., von Gunten U. (2006): Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. *Water Research* 40, 2275–2286.
- [6] Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41, 1447–1454.
- [7] Hammes F., Berney M., Wang Y., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [8] www.aquaeXpert.ch

Publications

La liste complète et des fichiers pdf de toutes les publications de l'Eawag sont disponibles: http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.htm
Recherche par auteur, titre ou mot-clé. Pour tout renseignement: library@eawag-empa.ch

- Abegglen C., Ospelt M., Siegrist H.** (2008): Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater. *Water Research* 42 (1–2), 338–346.
- Al-Halbouni D., Traber J., Lyko S., Wintgens T., Melin T., Tacke D., Janot A., Dott W., Hollender J.** (2008): Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. *Water Research* 42 (6–7), 1475–1488.
- Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Höhn E., Yang H., Johnson A.C.** (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3669–3675.
- Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Möller M., Sarr M., Johnson C.A.** (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3662–3668.
- Araki H., Berekjian B.A., Ford M.J., Blouin M.S.** (2008): Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications* 1 (2), 342–355.
- Belmaker R., Lazar B., Tepelyakov N., Stein M., Beer J.** (2008): ^{10}Be in Lake Lisan sediments – A proxy for production or climate? *Earth and Planetary Science Letters* 269 (3–4), 447–456.
- Berg M., Trang P.T.K., Stengel C., Buschmann J., Viet P.H., Van Dan N., Giger W., Stüben D.** (2008): Hydrological and sedimentary controls leading to arsenic contamination of groundwater in the Hanoi area, Vietnam: The impact of iron-arsenic ratios, peat, river bank deposits, and excessive groundwater abstraction. *Chemical Geology* 1–2 (249), 91–112.
- Bernet D., Liedtke A., Bittner D., Eggen R.I.L., Kipfer S., Küng C., Largiadier C.R., Suter M.J.F., Wahli T., Segner H.** (2008): Gonadal malformations in whitefish from Lake Thun: Defining the case and evaluating the role of EDCs. *Chimia* 62 (5), 383–388.
- Borsuk M.E., Maurer M., Lienert J., Larsen T.A.** (2008): Charting a path for innovative toilet technology using multicriteria decision analysis. *Environmental Science & Technology* 42 (6), 1855–1862.
- Brand A.** (2007): The influence of bottom boundary turbulence on sediment solute dynamics. Dissertation 17394, ETH Zürich, Switzerland, 102 pp.
- Burkhardt-Holm P., Segner H., Burki R., Peter A., Schubert S., Suter M.J.F., Borsuk M.E.** (2008): Estrogenic endocrine disruption in Switzerland: Assessment of fish exposure and effects. *Chimia* 62 (5), 376–382.
- Buschmann J., Berg M., Stengel C., Winkel L., Sampson M.L., Trang P.T.K., Viet P.H.** (2008): Contamination of drinking water resources in the Mekong delta floodplains: Arsenic and other trace metals pose serious health risks to population. *Environment International* 34 (6), 756–764.
- Campbell K.M., Root R., O’Day P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: I. laboratory development. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 497–503.
- Campbell K.M., Root R., O’Day P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: II. field application to Haiwee reservoir sediment. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 504–510.
- Canonica S., Laubscher H.U.** (2008): Inhibitory effect of dissolved organic matter on triplet-induced oxidation of aquatic contaminants. *Photochemical and Photobiological Sciences* 7 (5), 547–551.
- Canonica S., Meunier L., von Gunten U.** (2008): Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Research* 42 (1–2), 121–128.
- Cirpka O.A., Schwede R.L., Luo J., Dentz M.** (2008): Concentration statistics for mixing-controlled reactive transport in random heterogeneous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 98 (1–2), 61 S–74.
- Clauwaert P., Tolédo R., van der Ha D., Crab R., Verstraete W., Hu H., Udert K.M., Rabaey K.** (2008): Combining biocatalyzed electrolysis with anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 57 (4), 575–579.
- Coops H., Buijse L.L., Buijse A.D., Constantinescu A., Covaliov S., Hanganu J., Ibelings B.W., Menting G., Navodaru I., Oosterberg W., Staras M., Török L.** (2008): Trophic gradients in a large-river Delta: ecological structure determined by connectivity gradients in the Danube Delta (Romania). *River Research and Applications* 24 (5), 698–709.
- Corcho Alvarado J.A., Purtschert R., Barbécot F., Chabault C., Ruedi J., Schneider V., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H.** (2007): Constraining the age distribution of highly mixed groundwater using ^{39}Ar : A multiple environmental tracer ($^3\text{H}/^3\text{He}$, ^{85}Kr , ^{39}Ar , and ^{14}C) study in the semiconfined Fontainebleau Sands Aquifer (France). *Water Resources Research* 43 (3), Article number W03427.
- Danovaro R., Corinaldesi C., Filippini M., Fischer U.R., Gessner M.O., Jacquet S., Magagnini M., Velimirov B.** (2008): Viriobenthos in freshwater and marine sediments: A review. *Freshwater Biology* 53 (6), 1186–1213.
- de Bruin A., Ibelings B.W., Kagami M., Mooij W.M., van Donk E.** (2008): Adaptation of the fungal parasite *Zygorhizidium planktonicum* during 200 generations of growth on homogeneous and heterogeneous populations of its host, the diatom *Asterionella formosa*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 55 (2), 69–74.
- Deborde M., von Gunten U.** (2008): Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment – Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research* 42 (1–2), 13–51.
- Dijkstra P.D., Seehausen O., Fraterman R.E., Groothuis T.G.G.** (2008): Learned aggression biases in males of Lake Victoria cichlid fish. *Animal Behaviour* 76 (3), 649–655.
- Duc L., Noll M., Meier B.E., Bürgmann H., Zeyer J.** (2008): High diversity of diazotrophs in the forefield of a receding alpine glacier. *Microbial Ecology*, 12 pp.
- Duong H.A., Pham N.H., Nguyen H.T., Hoang T.T., Pham H.V., Pham V.C., Berg M., Giger W., Alder A.C.** (2008): Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 72 (6), 968–973.
- Escher B.I., Bramaz N., Mueller J.F., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 612–621.
- Escher B.I., Bramaz N., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 622–631.
- Fanetti D., Anselmetti F.S., Chapron E., Sturm M., Vezzoli L.** (2008): Megaturbidite deposits in the Holocene basin fill of Lake Como (Southern Alps, Italy). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 323–340.
- Filella M., Rellstab C., Chanudet V., Spaak P.** (2008): Effect of the filter feeder *Daphnia* on the particle size distribution of inorganic colloids in freshwaters. *Water Research* 42 (8–9), 1919–1924.
- Filippini M., Buesing N., Gessner M.O.** (2008): Temporal dynamics of freshwater bacterio- and

virio plankton along a littoral-pelagic gradient. *Freshwater Biology* 53 (6), 1114–1125.

Fischer B.B., Krieger-Liszak A., Hideg E., Šnyrychová I., Wiesendanger M., Eggen R.I.L. (2007): Role of singlet oxygen in chloroplast to nucleus retrograde signaling in *Chlamydomonas reinhardtii*. *FEBS Letters* 581 (29), 5555–5560.

Frank T., Güttinger H., van Velsen S. (2007): Thermal comfort measurements in a hybrid ventilated office room. *Clima 2007 WellBeing Indoors*, Helsinki, Finland, June 10–14, 2007.

Freitas L.G., Singer H., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Stamm C. (2008): Source area effects on herbicide losses to surface waters – A case study in the Swiss Plateau. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128 (3), 177–184.

Furrer G., Wehrli B., Gamsjäger H. (1993): Editorial. *Aquatic Sciences* 55 (4), p. 229.

Galla J., Kopp U., Martinuzzi A., Störmer E. (2008): Programmaktorsaufstellungen – Erste Erfahrungen mit Systemaufstellungen in theoriebasierten Evaluationen. *Zeitschrift für Evaluation* 7 (1), 35–73.

Haberzettl T., Kück B., Wulf S., Anselmetti F., Ariztegui D., Corbella H., Fey M., Janssen S., Lücke A., Mayr C., Ohlendorf C., Schäbitz F., Schleser G.H., Wille M., Zolitschka B. (2008): Hydrological variability in southeastern Patagonia and explosive volcanic activity in the southern Andean Cordillera during Oxygen Isotope Stage 3 and the Holocene inferred from lake sediments of Laguna Potrok Aike, Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 213–229.

Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41 (7), 1447–1454.

Hanke I., Singer H. (2007): Residue determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface and groundwater by SPE-LC-MS/MS. XIII Symposium in Pesticide Chemistry: Environmental Fate and Ecological Effects of Pesticides, Piacenza, Italy, September 3–6, 2007, 856–863.

Heikkilä U. (2007): Modeling of the atmospheric transport of the cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be using the ECHAM5-HAM General Circulation Model. Dissertation 17516, ETH Zürich, Switzerland, 148 pp.

Heikkilä U., Beer J., Alfimov V. (2008): Beryllium-10 and beryllium-7 in precipitation in Dübendorf (440 m) and at Jungfraujoch (3580 m), Switzerland (1998–2005). *Journal of Geophysical Research* 113, D11104.

Heikkilä U., Beer J., Feichter J. (2008): Modeling cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be during the maunder minimum using the ECHAM5-HAM

general circulation model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7 (6), 2798–2809.

Heikkilä U., Beer J., Jouzel J., Feichter J., Kubik P. (2008): ^{10}Be measured in a GRIP snow pit and modeled using the ECHAM5-HAM general circulation model. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L05817.

Heri S., Mosler H.J. (2008): Factors affecting the diffusion of solar water disinfection: A field study in Bolivia. *Health Education & Behavior* 35 (4), 541–560.

Hoehn E., Cirkpa O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 87 (7), 497–505.

Hoehn E., Plumlee M.H., Reinhard M. (2007): Natural attenuation potential of downwelling streams for perfluorochemicals and other emerging contaminants. *Water Science & Technology* 56 (11), 59–64.

Holzner C.P. (2008): Noble gases as tracers for mixing and gas exchange processes in lakes and oceans. Dissertation 17757, ETH Zürich, Switzerland, 118 pp.

Huertas E., Salgot M., Hollender J., Weber S., Dott W., Khan S., Schäfer A., Messalem R., Bis B.A.A., Chikurel H. (2008): Key objectives for water reuse concepts. *Desalination* 218 (1–3), 120–131.

Ionescu M., Franchini A., Egli T., Belkin S. (2008): Induction of the *yjbEFGH* operon is regulated by growth rate and oxygen concentration. *Archives of Microbiology* 189 (3), 219–226.

Jankowski T., Collins A.G., Campbell R. (2008): Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia* 595 (1), 35–40.

Joss A., Siegrist H., Ternes T.A. (2008): Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science & Technology* 57 (2), 251–255.

Keller I., Veltsos P., Nichols R.A. (2008): The frequency of rDNA variants within individuals provides evidence of population history and gene flow across a grasshopper hybrid zone. *Evolution* 62 (4), 833–844.

Klappert K., Butlin K.R., Reinold K. (2007): The attractiveness fragment – AFLP analysis of local adaptation and sexual selection in a caeliferan grasshopper, *Chorthippus biguttulus*. *Naturwissenschaften* 94, 667–674.

Klappert K., Mazzi D., Hoikkala A., Ritchie M. (2007): Male courtship song and female preference variation between phylogeographically distinct populations of *Drosophila montana*. *Evolution* 61 (6), 1481–1488.

Klappert K., Reinold K. (2007): Indirect benefits for choosy female grasshoppers (*Chorthippus biguttulus*)? *Zoology* 110 (5), 354–359.

Klump S., Cirkpa O.A., Surbeck H., Kipfer R. (2008): Experimental and numerical studies on excess-air formation in quasi-saturated porous media. *Water Resources Research* 44, Article number W05402.

Klump S., Grundl T., Purtschert R., Kipfer R. (2008): Groundwater and climate dynamics derived from noble gas, ^{14}C , and stable isotope data. *Geology* 36 (5), 395–398.

Kohler H.P.E., Gabriel F.L.P., Giger W. (2008): *ipso*-Substitution – A Novel Pathway for Microbial Metabolism of Endocrine-Disrupting 4-Nonylphenols, 4-Alkoxyphenols, and Bisphenol A. *Chimia* 62 (5), 358–363.

Konrad K., Truffer B., Voss J.P. (2008): Multi-regime dynamics in the analysis of sectoral transformation potentials: evidence from German utility sectors. *Journal of Cleaner Production* 16 (11), 1190–1202.

Krauss M., Hollender J. (2008): Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80 (3), 834–842.

Kulbe T., Livingstone D.M., Guilizzoni P., Sturm M. (2008): The use of long-term, high-frequency, automatic sampling data in a comparative study of the hypolimnia of two dissimilar Alpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 371–376.

Kwon J.H., Escher B.I. (2008): A modified parallel artificial membrane permeability assay for evaluating the bioconcentration of highly hydrophobic chemicals in fish. *Environmental Science & Technology* 42 (5), 1787–1793.

Kwonpongsagoon S., Bader H.P., Scheidegger R. (2008): Woher kommen die Cd-Einträge in die Landwirtschaft in Australien. Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften. Workshop Dübendorf 2008, Eawag, Dübendorf, March 13–14, 2008, 17–26.

Langhans S.D. (2006): Riverine floodplain heterogeneity as a controller of organic matter dynamics and terrestrial invertebrate distribution. Dissertation 16997, ETH Zürich, Switzerland, 161 pp.

Larsbo M., Fenner K., Stoob K., Burkhardt M., Abbaspour K., Stamm C. (2008): Simulating sulfadimidine transport in surface runoff and soil at the microplot and field scale. *Journal of Environmental Quality* 37 (3), 788–797.

Leupin O.X. (2004): Arsenic removal at the household level. Dissertation 15783, ETH, Zürich, Switzerland, 99 pp.

Li W., Englert A., Cirkpa O.A., Vereecken H. (2008): Three-dimensional geostatistical inversion

of flowmeter and pumping test data. *Ground Water* 46 (2), 193–201.

Lichtensteiger T., Baccini P. (2008): Exploration of urban stocks. *Journal of Environmental Engineering and Management* 18 (1), 41–48.

Liedtke A., Muncke J., Rufenacht K., Eggen R.I.L. (2008): Molecular multi-effect screening of environmental pollutants using the MolDarT. *Environmental Toxicology* 23 (1), 59–67.

Liu H. (2008): Flux pathway of constituents in Lake Alpnach. MSc Thesis ES 08.36, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 94 pp.

Livingstone D.M., Hari R. (2008): Switzerland to short-term climatic fluctuations in summer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 449–454.

Logue J.B., Bürgmann H., Robinson C.T. (2008): Progress in the ecological genetics and biodiversity of freshwater bacteria. *Bioscience* 58 (2), 103–113.

Maan M.E., van Rooijen A.M.C., van Alphen J.J.M., Seehausen O. (2008): Parasite-mediated sexual selection and species divergence in Lake Victoria cichlid fish. *Biological Journal of the Linnean Society* 94 (1), 53–60.

Marconi F. (2008): Silver nanoparticles dissolution and toxicity to *Chlamydomonas reinhardtii*. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Switzerland, 57 pp.

Markard J. (2008): Prospective Analysis of Socio-Technical and Organizational Variations: Conceptual elements and empirical findings from the innovation system for stationary fuel cells in Germany. In: Bammé A., Getzinger G., Wieser B. (Eds.) Yearbook 2007 of the Institute for Advanced Studies on Science, Technology and Society, Profil-Verlag, Wien, 225–249.

Markard J., Truffer B. (2008): Technological innovation systems and the multi-level perspective: Towards an integrated framework. *Research Policy* 37 (4), 596–615.

Maurer M., Herlyn A. (2006): Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Schlussbericht, 63 S.

McGinnis D.F., Berg P., Brand A., Lorrai C., Edmonds T.J., Wüest A. (2008): Measurements of eddy correlation oxygen fluxes in shallow freshwaters: Towards routine applications and analysis. *Geophysical Research Letters* 35, Paper number L04403.

Meckler A.N., Schubert C.J., Hochuli P.A., Plessen B., Birgel D., Flower B.P., Hinrichs K.U., Haug G.H. (2008): Glacial to Holocene terrigenous organic matter input to sediments from Orca Basin, Gulf of Mexico – A combined optical and biomarker approach. *Earth and Planetary Science Letters* 272 (1–2), 251–263.

Meier C., Wehrli B., van der Meer J.R. (2008): Seasonal fluctuations of bacterial community diversity in agricultural soil and experimental validation by laboratory disturbance experiments. *Microbial Ecology* 56 (2), 210–222.

Mieleitner J., Borsuk M., Bürgi H.R., Reichert P. (2008): Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquatic Sciences* 70 (1), 30–46.

Mooij W.M., Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Hülsmann S., Ibelings B.W. (2007): Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia* 584 (1), 443–454.

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 (5), 424–431.

Moser S., Mosler H.J. (2008): Differences in influence patterns between groups predicting the adoption of a solar disinfection technology for drinking water in Bolivia. *Social Science & Medicine* 67 (4), 497–504.

Mosler H.J., Martens T. (2008): Designing environmental campaigns by using agent-based simulations: Strategies for changing environmental attitudes. *Journal of Environmental Management* 88 (4), 805–816.

Mosler H.J., Tamas A., Tobias R., Caballero Rodríguez T., Guzmán Miranda O. (2008): Deriving interventions on the basis of factors influencing behavioral intentions for waste recycling, composting, and reuse in Cuba. *Environment and Behavior* 40 (4), 522–544.

Müller B., Berg M., Yao Z.P., Zhang X.F., Wang D., Pfluger A. (2008): How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of The Total Environment* 402 (2–3), 232–247.

Müller B., Stierli R., Gächter R. (2008): A low-tech, low-cost passive sampler for the long-term monitoring of phosphate loads in rivers and streams. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (7), 817–820.

Neumann M.B., Gujer W. (2008): Underestimation of uncertainty in statistical regression of environmental models: Influence of model structure uncertainty. *Environmental Sciences and Technology* 42 (11), 4037–4043.

Nuttakan W. (2008): Organic carbon burial in a Swiss hydro-electric reservoir: Roles of sedimentation and mineralisation. MSc Thesis ES 08.39, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 43 pp.

Ostrovsky I., McGinnis D.F., Lapidus L., Eckert W. (2008): Quantifying gas ebullition with echo-

sounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake. *Limnology and Oceanography: Methodes* 6, 115–118.

Payn R.A., Gooseff M.N., Benson D.A., Cirkpa O.A., Zarnetske J.P., Bowden W.B., McNamara J.P., Bradford J.H. (2008): Comparison of instantaneous and constant-rate stream tracer experiments through non-parametric analysis of residence time distributions. *Water Resources Research* 44 (6), Article number W06404.

Pierotti M.E.R., Knight M.E., Immler S., Barson M.J., Tuner G.F., Seehausen O. (2008): Individual variation in male mating preferences for female coloration in a polymorphic cichlid fish. *Behavioral Ecology* 19 (3), 483–488.

Raina V., Rentsch D., Geiger T., Sharma P., Buser H.R., Holliger C., Lal R., Kohler H.P.E. (2008): New metabolites in the degradation of α - and γ -Hexachlorocyclohexane (HCH): Pentachlorocyclohexenes are hydroxylated to cyclohexenols and cyclohexenediols by the haloalkane dehalogenase LinB from *Sphingobium indicum* B90A. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56 (15), 6594–6603.

Reilstab C. (2008): Life at low food – population dynamics and genetic structure of *Daphnia* in ultra-oligotrophic Lake Brienz. Dissertation 17561, ETH, Zürich, Switzerland, 140 pp.

Reilstab C., Spaak P. (2007): Starving with a full gut? Effect of suspended particles on the fitness of *Daphnia hyalina*. *Hydrobiologia* 594 (1), 131–139.

Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. *Ecological Applications* 18 (2), 511–526.

Root R.A., Dixit S., Campbell K.M., Jew A.D., Hering J.G., O'Day P.A. (2007): Arsenic sequestration by sorption processes in high-iron sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (23), 5782–5803.

Roosen F.C.J.M., Peeters E.T.H.M., Roijackers R., Wyngaert I.V.D., Wolters H., de Coninck H., Ibelings B.W., Buijse A.D., Scheffer M. (2008): Fast response of lake plankton and nutrients to river inundations on floodplain lakes. *River Research and Applications* 24 (4), 388–406.

Rossi L., Hari R. (2007): Screening procedure to assess the impact of urban stormwater temperature to populations of brown trout in receiving Water. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3 (3), 383–392.

Schmid M., Budnev N.M., Granin N.G., Sturm M., Schurter M., Wüest A. (2008): Lake Baikal deepwater renewal mystery solved. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L09605.

Schmid Neset T.S., Bader H.P., Scheidegger R., Lohm U. (2008): The flow of phosphorus in food production and consumption – Linköping, Sweden,

1870–2000. *Science of the Total Environment* 396 (2–3), 111–120.

Schneider M.K., Brunner F., Hollis J.M., Stamm C. (2007): Towards a hydrological classification of European soils: Preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (4), 1501–1513.

Schuol J., Abbaspour K., Yang H., Srinivasan R., Zehnder A.J.B. (2008): Modeling blue and green water availability in Africa. *Water Resources Research* 44, Article number W07406 (18 pp.).

Schuol J., Abbaspour K.C., Srinivasan R., Yang H. (2008): Estimation of freshwater availability in the West African sub-continent using the SWAT hydrologic model. *Journal of Hydrology* 352 (1–2), 30–49.

Schuwirth N., Kühni M., Schweizer S., Uehlinger U., Reichert P. (2008): A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland. *Freshwater Biology* 53 (7), 1372–1392.

Siegrist H., Salzgeber D., Eugster J., Joss A. (2008): Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science & Technology* 57 (3), 383–388.

Skage M., Hobæk A., Ruthová S., Keller B., Petrusek A., Sed'a J., Spaak P. (2007): Intra-specific rDNA-ITS restriction site variation and an improved protocol to distinguish species and hybrids in the *Daphnia longispina* complex. *Hydrobiologia* 594 (1), 19–32.

Spaak P. (2007): Cladocera; Preface. *Hydrobiologia* 594 (1), 1–3.

Spycher S., Smejtek P., Netzeva T.I., Escher B.I. (2008): Toward a class-independent quantitative structure – Activity relationship model for uncouplers of oxidative phosphorylation. *Chemical Research in Toxicology* 21 (4), 911–927.

Stamm C., Alder A.C., Fenner K., Hollender J., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Schneider M.K. (2008): Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Geography Compass* 2 (3), 920–955.

Stelkens R.B., Pierotti M.E.R., Joyce D.A., Smith A.M., van der Sluijs I., Seehausen O. (2008): Disruptive sexual selection on male nuptial coloration in an experimental hybrid population of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2861–2870.

Strasser M., Schindler C., Anselmetti F.S. (2008): Late Pleistocene earthquake-triggered moraine dam failure and outburst of Lake Zurich, Switzerland. *Journal of Geophysical Research* 113 (2), Article number F02003 (16 pp.).

Streicher-Porte M., Bader H.P., Scheidegger R., Kytzia S. (2007): Material flow and economic

analysis as a suitable tool for system analysis under the constraints of poor data availability and quality in emerging economies. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9 (4), 325–345.

Telse D. (2008): Site classification according to risk of diffuse pollution. Diploma thesis, Eawag Dübendorf, TU Dresden, Switzerland, 97 pp.

Tian D., Wang Q., Zhang P., Araki H., Yang S., Kreitman M., Nagylaki T., Hudson R., Bergelson J., Chen J.Q. (2008): Single-nucleotide mutation rate increases close to insertions/deletions in eukaryotes. *Nature* 455, 5 pp.

Tiegs S.D. (2006): Landscape-scale controls of litter decomposition in streams. Dissertation 15790, ETH Zürich, Switzerland, 182 pp.

Tiegs S.D., Peter F.D., Robinson C.T., Uehlinger U., Gessner M.O. (2008): Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (2), 321–331.

Tomassini L.F. (2007): Case studies in estimation and representation of uncertainty in climate modelling. Dissertation 1709, ETH-Zürich, Switzerland, 97 pp.

Truffer B. (2008): Society, technology, and region: Contributions from the social study of technology to economic geography. *Environment and Planning A* 40 (4), 966–985.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Die Sicherung angemessener Restwassermengen – wie wird das Gesetz vollzogen? *Wasser Energie Luft* 99 (4), 307–310.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Vollzug der Restwassersanierungsvorschriften – Standortbestimmung nach 15 Jahren Inkraftsetzung des Gewässerschutzgesetzes. *Wasser Energie Luft* 99 (4), 311–313.

Valotton N. (2007): Effect assessment of fluctuating exposure of herbicides with different modes of action on algae. ETH Diss No. 17461, Zürich, Switzerland, 127 pp.

Valotton N., Eggen R.I.L., Escher B.I., Krayenbühl J., Chèvre N. (2008): Effect of pulse herbicidal exposure on *Scenedesmus vacuolatus*: a comparison of two photosystem II inhibitors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (6), 1399–1407.

Van der Sluijs I., Van Dooren T.J.M., Hofker K.D., van Alphen J.J.M., Stelkens R.B., Seehausen O. (2008): Female mating preference functions predict sexual selection against hybrids between sibling species of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2871–2877.

Vermeirssen E.L.M., Eggen R.I.L., Escher B.I., Suter M.J.F. (2008): Estrogens in swiss rivers

and effluents – sampling matters. *Chimia* 62 (5), 389–388.

Vital M., Hammes F., Egli T. (2008): *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environmental Microbiology* 10 (9), 2387–2396.

Wagner B., Reichert K., Daut G., Wessels M., Matzinger A., Schwalb A., Spirkovski Z., Sanxhaku M. (2008): The potential of Lake Ohrid for long-term palaeoenvironmental reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 341–356.

Weyhenmeyer G.A., Jeppesen E., Adrian R., Arvola L., Blenckner T., Jankowski T., Jennings E., Nöges P., Nöges T., Straile D. (2007): Nitrate-depleted conditions on the increase in shallow northern European lakes. *Limnology and Oceanography* 52 (4), 1346–1353.

Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1 (August), 536–542.

Winter M.J., Lillicrap A.D., Caunter J.E., Schaffner C., Alder A.C., Ramil M., Ternes T.A., Giltrow E., Sumpter J.P., Hutchinson T.H. (2008): Defining the chronic impacts of atenolol on embryonic larval development and reproduction in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology* 86 (3), 361–369.

Wolinska J., Lively C.M., Spaak P. (2008): Parasites in hybridizing communities: the Red Queen again? *Trends in Parasitology* 24 (3), 121–126.

Wüest, A. (2007): Physikalische Prozesse in Seen. In: Stadelmann, P. (Ed.) Vierwaldstättersee: Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen, Brunner Verlag, Kriens, Switzerland, 106–121.

Yang J., Reichert P., Abbaspour K.C., Xia J., Yang H. (2008): Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology* 358 (1–2), 1–23.

Yoshimura C., Gessner M.O., Tockner K., Furu-mai H. (2008): Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (3), 664–673.

Zbinden M., Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Short-term colonization patterns of macroinvertebrates in alpine streams. *Fundamental and Applied Limnology* 171 (1), 75–86.

Zimmermann J. (2008): Der Walensee – eine sedimentologische Rekonstruktion seiner holozänen Ereignisgeschichte. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Schweiz, 129 S.

Notes

Enquête sur Eawag News

Un grand merci à tous ceux qui ont bien voulu participer à notre enquête sur l'Eawag News. Comme on pouvait s'y attendre, la majorité des réponses est venue d'Europe et en particulier de Suisse et d'Allemagne. Mais nos abonnés ont également répondu présent dans 35 autres pays pour nous donner leur opinion. Nous sommes très heureux de constater que notre revue est lue avec beaucoup d'intérêt partout dans le monde, de l'Éthiopie aux États-Unis et de l'Argentine à la Corée du Sud. Vos réponses nous confortent dans notre travail mais nous indiquent aussi un certain nombre d'améliorations possibles. Une analyse détaillée des questionnaires sera présentée dans le prochain numéro d'Eawag News. Les gagnants tirés au sort parmi les participants au sondage ont reçu leur prix. ○ ○ ○



Un guide de l'assainissement

La salubrité des toilettes peut sauver des vies. Mais partant du constat que des milliards de personnes n'ont pas accès aux sanitaires les plus simples, quel type de toilettes choisir pour répondre au mieux aux besoins de chaque famille ou de chaque individu? Un nouveau guide édité par l'Eawag et le Conseil de Concertation pour l'Approvisionnement en eau et l'Assainissement (Water Supply and Sanitation Collaborative Council, WSSCC) éclaire sur toute la diversité des systèmes et technologies sanitaires susceptibles d'aider les populations des différents pays en développement à accéder à une vie plus heureuse et plus saine.

Il existe déjà une documentation très abondante sur les technologies d'assainissement

Les revêtements de façade comme source de pollution des eaux

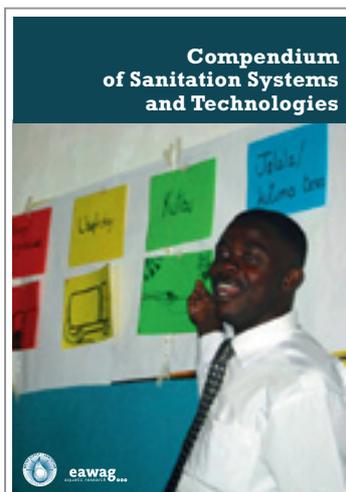
Pendant longtemps, lorsque des pesticides étaient détectés dans les fleuves et rivières, la principale accusée était l'agriculture. Or de nouvelles études de l'Empa et de l'Eawag montrent maintenant qu'une part tout à fait considérable de ces substances provient en



fait des zones urbanisées et plus précisément du lessivage par les pluies des peintures et crépis couvrant les façades (photo: modèle de bâtiment pour l'étude du lessivage). Entraînées vers le milieu naturel, elles peuvent y être toxiques pour les organismes vivants. En collaboration avec les fabricants, les services cantonaux et d'autres partenaires, les chercheurs ont étudié le processus de lessivage des façades par les pluies et débattent de solutions à ce problème. ○ ○ ○

Un nouveau profil pour les départements d'ingénierie de l'Eawag

Suite à des changements profonds au sein des départements d'ingénierie et au renforcement de la concurrence dans le domaine des sciences de l'ingénieur en environnement, un travail fondamental de planification stratégique s'est amorcé il a deux ans à l'Eawag. Ces débats et réflexions ont abouti à l'élaboration d'un document stratégique qui a été adopté mi-août par la direction. Les activités d'ingénierie de l'Eawag se concentreront à l'avenir sur deux domaines principaux: la technique des procédés et la gestion des eaux urbaines. Ces deux domaines d'activité donneront naissance à deux départements bien délimités aux thèmes de recherche clairement distincts. Le département de Technique des procédés dirigé par Hans-Ruedi Siegrist se consacrera aux procédés de traitement des eaux usées et, en collaboration avec le département Ressources en eau & Eau potable, des eaux destinées à la consommation humaine. Le département de Gestion des eaux urbaines dirigé depuis le 1^{er} septembre 2008 par Max Maurer se focalisera quant à lui au développement de la gestion des eaux urbaines dans une optique de durabilité, tout en incluant des flux de polluants. ○ ○ ○



mais, dispersée sur une multitude d'ouvrages et de revues, elle demeure souvent inconnue des ingénieurs et décideurs actifs dans le domaine sanitaire qui restent souvent très attachés à leur savoir déjà acquis. Le Compendium résout ce problème en présentant toute une série d'options dans un même document; véritable base d'information, il peut grandement faciliter la prise de décision dans les processus de planification. Le Compendium est également conçu pour promouvoir une approche systémique des questions d'assainissement, les installations et technologie sanitaires étant toujours considérées comme des éléments d'un système global. Cette nouvelle publication peut être téléchargée gratuitement sur le site www.sandec.ch