

Éliminer des micropolluants : techniques d'épuration



Christian Abegglen, ingénieur environnementaliste, effectue actuellement un post-doctorat au sein du département de Technologie des procédés de l'Eawag. Coauteurs : Adriano Joss, Hansruedi Siegrist

Les micropolluants ne sont souvent que partiellement retenus dans les stations d'épuration. La partie restante et les éventuels sous-produits de dégradation sont alors rejetés dans le milieu naturel avec les effluents d'épuration. Quelles sont les options actuellement disponibles pour améliorer le rendement d'élimination de ces composés ?

La présence de micropolluants organiques tels que certaines substances hormonales ou médicamenteuses a été décelée ces dernières années dans plusieurs lacs et cours d'eau suisses [1]. Leur rejet dans le milieu naturel s'effectue majoritairement par le biais des eaux usées domestiques et c'est donc assez logiquement qu'il a été démontré que les effluents d'épuration constituaient leur principale source d'émission. Cette situation s'explique par le fait que les stations d'épuration n'ont pas été conçues pour éliminer ce genre de substances mais pour réduire les rejets de solides, de matière organique et de nutriments dans le milieu naturel. Bien que les installations modernes éliminent déjà une grande partie des micropolluants, que ce soit par adsorption sur les boues activées ou par dégradation voire transformation biologique [2], la pollution résiduelle composée de médicaments, d'hormones ou d'autres xénobiotiques peut encore causer des perturbations importantes au niveau de l'écologie des systèmes récepteurs. Pour minimiser les rejets de micropolluants organiques dans les milieux aquatiques, une solution consisterait à équiper les stations d'épuration d'une étape de traitement supplémentaire.

Quels sont les procédés envisageables ? Un tel traitement complémentaire doit répondre à un certain nombre d'exigences :

- Un large spectre d'action : le traitement doit permettre d'éliminer le plus efficacement possible une large palette de substances indésirables.
- Pas de sous-produits nocifs : la formation de sous-produits toxiques ou problématiques lors du traitement doit être évitée.
- Bonne applicabilité pratique : la technique doit être facile à mettre en œuvre et ne pas nécessiter de personnel spécialisé.
- Rapport coût/bénéfices : les moyens (humains, financiers, techniques) à mettre en œuvre doivent être modérés et en rapport avec les bénéfices escomptés.

Il existe effectivement un certain nombre de technologies intéressantes pour l'élimination des micropolluants dont certaines sont déjà utilisées pour la potabilisation des eaux. Le traitement des effluents domestiques impose cependant des contraintes bien différentes :

- Pollution de fond : la teneur en matière organique des effluents en sortie de traitement biologique est de 5 à 50 fois plus élevée que celle de l'eau potable. Les micropolluants représentent moins

de 1 % de la charge polluante, c'est-à-dire que 99 % des substances présentes sont naturelles et « inoffensives ». Toutefois, ces composés naturels influent sur l'efficacité des procédés mis en œuvre et causent souvent des pertes de rendement et donc une augmentation des coûts.

► Fluctuation des charges : la quantité et la composition de l'effluent à traiter peuvent varier très fortement (d'un facteur 10). La technologie choisie doit pouvoir s'adapter à ces fluctuations.

Si l'on tient compte de tous ces aspects, trois procédés peuvent être retenus pour un traitement complémentaire des eaux usées : l'ozonation, l'adsorption sur charbon actif pulvérulent et la filtration sur membranes denses (en particulier la nanofiltration). Divers départements de recherche de l'Eawag étudient ces technologies sous tous leurs aspects.

L'ozonation est applicable à grande échelle. Avec une forte implication de l'Eawag, l'ozonation des effluents d'épuration a été étudiée à l'échelle industrielle à la station d'épuration de Regensdorf dans le cadre du projet « Stratégie MicroPoll » [3]. Oxydant puissant, l'ozone attaque et transforme de nombreuses substances. Étant donné sa grande instabilité, il doit être produit à grand renfort d'énergie sur son lieu d'utilisation à partir d'air sec ou d'oxygène liquide. Il est insufflé sous forme gazeuse dans le flux d'effluents et laissé suffisamment de temps à leur contact pour lui permettre de réagir avec les substances véhiculées (Fig. 1A). La quantité d'ozone nécessaire dépend de divers paramètres comme la charge en matière organique dissoute, le pH et l'alcalinité de l'effluent et le rendement d'élimination souhaité (cf. article de Juliane Hollender, p. 28). La concentration de nombreux micropolluants organiques est déjà fortement réduite à des doses d'ozone relativement faibles (cf. Fig. 1, p. 29).

Un des inconvénients de l'ozonation est de ne pas minéraliser totalement les composés mais de générer des produits de transformation dont la toxicité peut même dépasser celle des substances d'origine. L'expérience acquise à Regensdorf a ainsi montré que l'ozonation devait elle-même être complétée d'un traitement, comme une filtration sur sable, pour neutraliser les produits réactifs de l'oxydation.

D'un autre côté, le champ d'action de l'ozonation ne se limite pas aux micropolluants puisqu'elle réduit également la teneur en

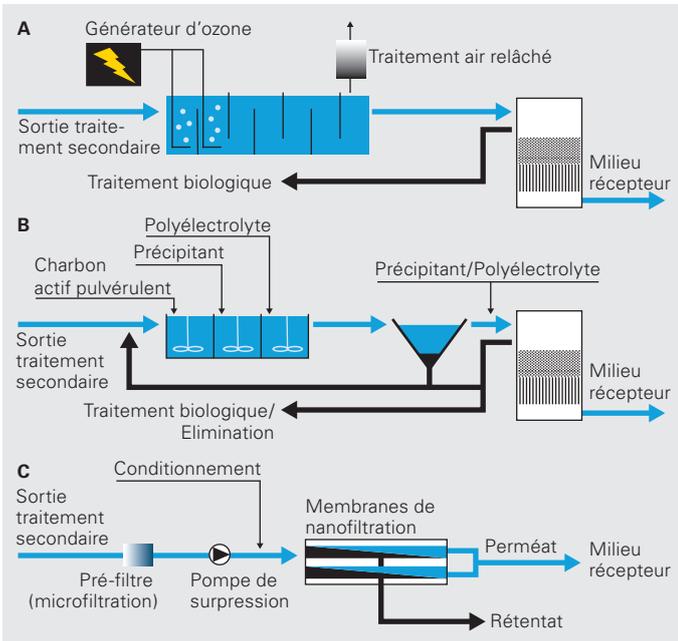


Fig. 1 : Schéma simplifié des procédés d'ozonation (A), d'adsorption sur charbon actif (B) et de nanofiltration (C). D'autres variantes sont également envisageables (notamment pour le charbon actif).

germes pathogènes et limite les problèmes d'odeurs, de coloration et de formation de mousse. Etant donné le caractère très irritant de l'ozone, sa manipulation nécessite des mesures de sécurité particulières pour protéger le personnel en cas de panne. Dans le cadre de l'essai pilote mené à Regensdorf, il a cependant été prouvé que l'ajout d'une étape d'ozonation dans la chaîne d'épuration était techniquement et pratiquement faisable. Une telle démarche entraînerait cependant un surcoût énergétique et financier de 10 à 20 %, ces valeurs étant notamment fonction de la taille de la station (cf. tableau).

Adsorption sur charbon actif pulvérulent : un procédé efficace mais plutôt lent. Dans le cadre du projet « Stratégie MicroPoll », le traitement au charbon actif en poudre a également été testé à petite échelle sur des pilotes de l'Eawag. Dans ces essais, du charbon actif pulvérulent (CAP, grains de 10–50 µm de diamètre) a été ajouté aux eaux usées. Grâce à leur surface spécifique très importante (1000 m²/g) et à d'autres propriétés chimiques particulières (charge, agencement des molécules etc.), ces particules de charbon actif peuvent fixer un grand nombre de substances. L'adsorption sur charbon actif est une méthode prometteuse pour l'élimination de nombreux micropolluants (Fig. 2), un ajout de 10–20 mg/l dans les effluents d'épuration permettant d'atteindre un rendement d'élimination de plus de 80 % pour un grand nombre d'entre eux (mais pas pour tous). Contrairement à l'ozonation, l'adsorption sur charbon actif est un processus lent. Pour de nombreuses substances, la concentration d'équilibre n'est atteinte qu'au bout de quelques heures. Il est possible d'accélérer et d'optimiser le processus d'adsorption en faisant circuler le charbon actif en rotation de manière à ce que, selon

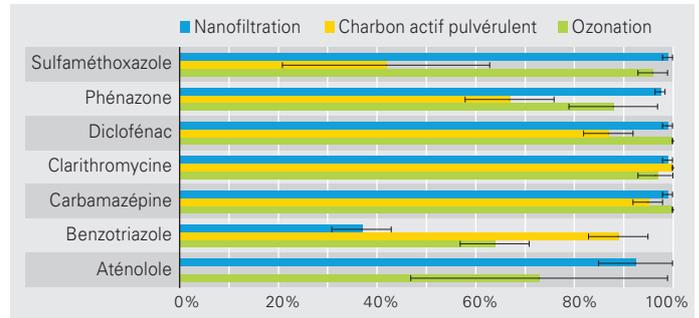


Fig. 2 : Taux d'élimination d'une sélection de micropolluants par les trois procédés d'épuration. Ces données obtenues à l'Eawag sont valables dans les conditions suivantes : ozonation (Regensdorf) : dose de 0,6 g O₃ par g de COD (carbone organique dissout); charbon actif pulvérulent : dose de 10 mg CAP par litre (station pilote de l'Eawag); nanofiltration : membrane de type Dow Filmtec NF90 utilisée à 5 bars (Station pilote de l'Eawag).

le même principe que les boues activées, son temps de séjour dans le système soit supérieur à celui de l'effluent (Fig. 1B). La principale difficulté du traitement au charbon actif pulvérulent réside dans celle de séparer la poudre de charbon de l'eau épurée. Diverses techniques peuvent être utilisées à cette fin : soit une sédimentation nécessitant l'emploi d'un agent précipitant, soit une filtration (membranaire) consommatrice d'énergie. La sédimentation doit d'autre part être complétée d'une filtration sur sable pour retenir le charbon précipité. Le charbon actif usagé est ensuite brûlé, ce qui permet une minéralisation totale des micropolluants organiques adsorbés.

Une autre possibilité d'optimisation de l'adsorption sur charbon actif pulvérulent consisterait à reconduire le charbon dans le traitement biologique de la chaîne d'épuration. Etant donné

Liste des coûts énergétiques et financiers liés à l'ajout à la chaîne d'épuration d'une étape d'ozonation ou d'adsorption sur CAP, filtration sur sable comprise (sauf indication du contraire). L'énergie primaire tient compte de la totalité de l'énergie consommée, notamment de celle nécessaire à la fabrication et au transport des réactifs (oxygène, CAP). Les coûts sont indiqués pour des stations d'épuration (STEP) de petite et de grande taille (< 15 000 équivalents habitants (EH) et > 100 000 EH respectivement) et comprennent les frais d'investissement et de fonctionnement [4].

	Unité	Ozonation	CAP
Besoins supplémentaires en énergie de la STEP (sans filtre à sable)	kWh/m ³	0,05–0,15	<0,005
Besoins supplémentaires en énergie de la STEP	kWh/m ³	0,1–0,2	0,05
Augmentation des besoins en énergie de la STEP	%	20–50	10–20
Energie primaire	kWh/m ³	0,3–0,5	0,4–0,7
Coûts petite STEP < 15 000 EH	CHF/m ³	0,32–0,36*	0,42–0,47*
Coûts petite STEP < 15 000 EH	CHF/EW/a	32–36	42–47
Coûts grande STEP > 100 000 EH	CHF/m ³	0,09–0,11*	0,15–0,20
Coûts grande STEP > 100 000 EH	CHF/EW/a	10–15	15–20

* Volume moyen d'effluents par habitant: 100 m³ par an.

que le charbon actif n'est généralement employé qu'en sortie de traitement biologique, c'est-à-dire lorsque les concentrations en polluants sont déjà très faibles, la surface des particules ne se charge que partiellement et leur capacité d'épuration est donc mal exploitée. Sa reconduction en traitement biologique le mettrait en présence de charges polluantes plus élevées et permettrait de compléter l'adsorption. Cette nouvelle approche est actuellement testée à l'Eawag mais on ignore encore si le charbon actif perturbe les processus de dégradation au niveau des boues activées ou même si une meilleure élimination des polluants est atteinte.

Le surcoût énergétique lié à l'implantation de l'adsorption sur charbon actif dans une station d'épuration est assez faible. Mais la fabrication du charbon actif étant elle-même très énergivore, la consommation primaire d'énergie est supérieure à celle de l'ozonation (cf. tableau). Les coûts monétaires estimés sont également légèrement plus élevés et dépendent fortement du prix du charbon actif (forte augmentation prévue).

Membranes denses: une option intéressante pour les zones de pénurie d'eau.

Les membranes dites « denses » (nanofiltration, osmose inverse) sont constituées d'un matériau nettement plus perméable à l'eau qu'aux substances dissoutes alors que la totalité des particules est retenue. Le transfert d'un effluent à travers ces membranes par application d'une pression de 5–40 bars permet d'obtenir une eau relativement pure et un concentré de composés solubles et particuliers (Fig. 1C). Après le traitement biologique d'épuration, les effluents doivent en général subir une pré-filtration (microfiltration) avant d'être amenés à la pression nécessaire pour enfin traverser les modules de filtration membranaire. Pour accroître les vitesses d'écoulement sur les membranes, favoriser l'entraînement de dépôts et donc ralentir le colmatage des membranes, les eaux à traiter sont maintenues en circulation. Suivant leur composition et le type de membrane utilisé, ces effluents doivent d'autre part être conditionnés par l'ajout de produits chimiques pour éviter la formation de précipités et le développement de films biologiques sur les membranes. Malgré toutes ces précautions, celles-ci doivent être régulièrement nettoyées chimiquement.

Les substances retenues se concentrent dans un « rétentat » tandis que l'eau filtrée forme le « perméat ». Le rendement, c'est-à-dire le rapport perméat/effluent, est en général de 75 à 80 %. Ainsi, de 20 à 25 % de l'effluent se retrouve sous la forme de rétentat pollué devant être à son tour traité puis éliminé. De plus, les besoins énergétiques dus à la forte pression exigée de même que les coûts d'exploitation sont nettement plus élevés que pour l'ozonation ou l'adsorption sur charbon actif en poudre. Ces besoins en énergie sont estimés à 1–2 kWh/m³. Au vu de ces considérations financières et énergétiques et des problèmes d'élimination du rétentat, les membranes denses ne constituent pas une solution attrayante pour l'épuration communale en Suisse. Par contre, les pays à faibles ressources en eau douce dans lesquels les eaux usées sont directement ou indirectement utilisées pour la production d'eau potable peuvent y trouver, et notamment dans la nanofiltration, une option intéressante.

L'extension des chaînes d'épuration est pertinente mais insuffisante.

Si l'on souhaite en Suisse réduire les rejets de micropolluants en provenance des eaux usées communales, l'extension des chaînes d'épuration, en particulier par une étape d'ozonation ou d'adsorption sur charbon actif pulvérulent, peut être d'une grande utilité puisque ces traitements permettent d'en éliminer une très grande partie. L'ozonation est un peu plus intéressante du point de vue financier et énergétique mais elle assure simplement une transformation des substances et ne les élimine pas totalement. Dans le traitement au charbon actif pulvérulent, les polluants sont fixés à la surface des grains. Le charbon en excès doit ensuite, comme les boues en excès, être séché puis brûlé. Sur le plan énergétique, les deux méthodes sont comparables mais les besoins en énergie de l'ozonation se concentrent principalement sur le site d'épuration tandis que ceux du traitement au charbon actif sont en grande partie causés par la fabrication du CAP. Dans l'état actuel de nos connaissances, nous pouvons donc considérer que les deux techniques sont pareillement adaptées aux besoins de l'épuration.

Toutefois, les stations d'épuration ne représentent pas la seule voie de rejet des micropolluants en provenance de l'assainissement urbain. Les eaux de ruissellement, les fuites éventuelles et les déversoirs d'orage des réseaux unitaires y contribuent également. De plus, des pollutions peuvent être occasionnées par l'agriculture, les rejets industriels et diverses sources diffuses (cf. article d'Irene Wittmer, p. 8). L'ajout d'étapes de traitement dans les stations d'épuration peut donc assurer une forte réduction des rejets de micropolluants dans les milieux aquatiques mais ne peut les éliminer totalement. Une intervention limitée au niveau des techniques d'épuration ne permet pas de résoudre le problème des micropolluants dans les eaux suisses mais uniquement de l'amoindrir. Les mesures à la source (remplacement de produits particulièrement nocifs, réduction de la consommation de produits chimiques etc.) restent donc absolument prioritaires. ○ ○ ○

Un grand merci à Marc Böhler et Bettina Sterkele du département de technique des procédés et à Michael Schärer de l'OFEV.

- [1] Gälli R., Schmid-Kleikemper J., Ort C., Schärer M. (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung. Umwelt-Wissen, Bundesamt für Umwelt, Bern, (im Druck).
- [2] Joss A., Keller E., Alder A.C., Göbel A., McArdell C.S., Ternes T.A., Siegrist H. (2005): Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research* 39 (14), 3139–3152.
- [3] Abegglen C., Escher B., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf.
- [4] Abegglen C., Rosenstiel R., Ort C., Schärer M. (2009): Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen – Varianten und Kosten. *Korrespondenz Abwasser* 56 (6), 584–592.