



# ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS DANS LES STEP

## ÉTAT ACTUEL DES PROCÉDÉS ET ÉVOLUTIONS FUTURES

**Cet article décrit l'état actuel des procédés visant à éliminer les micropolluants des eaux usées communales et présente les développements attendus à l'avenir dans ce domaine. Des aspects importants de ces procédés sont par ailleurs abordés et discutés dans le contexte du choix du procédé.**

*Pascal Wunderlin\*; Aline Meier; Julie Grelot, Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants»*

### ZUSAMMENFASSUNG

#### **ELIMINATION VON MIKROVERUNREINIGUNGEN AUF ARA: AKTUELLER STAND DER VERFAHREN UND KÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN**

Im Rahmen des Projekts «Strategie Micropoll» wurden verschiedene Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser getestet. Dabei standen insbesondere die Ozonung und die Anwendung von Pulveraktivkohle (PAK) im Vordergrund. Es zeigte sich, dass beide Verfahrensvarianten wirtschaftlich sind, sich gut in die bestehende ARA integrieren lassen und eine grosse Bandbreite an Mikroverunreinigungen gemäss den gesetzlichen Anforderungen eliminieren. Diese Verfahren sind in der Zwischenzeit etabliert und im Grundsatz haben sie sich nicht geändert. Jedoch werden die Verfahrensführungen tendenziell kompakter und günstiger (z.B. PAK-Dosierung in die biologische Reinigungsstufe oder vor den Sandfilter). Als weitere Verfahrensalternativen stehen die granulierten Aktivkohle (GAK) im statischen Filter wie auch im Wirbelbett zur Diskussion. Es ist wichtig, dass bei der Verfahrenswahl die relevanten Randbedingungen berücksichtigt werden.

Die deutsche Version dieses Artikels wurde in der Ausgabe 11/2017 von *Aqua & Gas* publiziert.

### INTRODUCTION

Les substances organiques présentes dans les cours d'eau à des concentrations de l'ordre du nanogramme ou du microgramme par litre sont appelées composés traces organiques ou micropolluants et sont désignées ci-après par l'abréviation MP. Elles peuvent avoir des effets préjudiciables sur la vie aquatique même en faibles concentrations [1]. Les stations d'épuration (STEP) communales constituent le principal apport continu de composés traces [2]. Nous savons que l'apport de MP issus de STEP communales, et par conséquent également les effets écotoxicologiques, peut être considérablement réduit grâce à des mesures techniques contribuant à améliorer la qualité des eaux dans l'environnement (p.ex. [1, 3]).

Afin de créer les bases légales pour cette amélioration par l'intégration d'une étape de traitement supplémentaire dans les STEP, la révision de la Loi sur la protection des eaux (LEaux) et de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) est entrée en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 2016. Les critères fixés par l'OEaux permettant de sélectionner les STEP concernées poursuivent trois objectifs:

- protéger la faune et la flore aquatiques
- garantir la qualité des ressources en eau potable

\* Contact: [pascal.wunderlin@vsa.ch](mailto:pascal.wunderlin@vsa.ch)

Titelfoto: Construction des installations pour l'élimination des micropolluants sur la STEP Thunersee / Baustelle der MV-Stufe auf der ARA Thunersee  
(Source / Quelle: M. Rindlisbacher, ARA Thunersee)

- réduire les quantités de composés traces déversées vers les pays voisins. En tant que «pays en amont», la Suisse assume une responsabilité particulière envers les pays situés en aval.

#### ASPECTS GÉNÉRAUX ET EXIGENCES POSÉES AUX PROCÉDÉS

Le choix du procédé revient à la STEP, en étroite collaboration avec le bureau de planification compétent, ainsi qu'en concertation avec les autorités cantonales. Le droit à l'indemnisation est défini conformément à l'aide à l'exécution «Élimination des composés traces organiques dans les stations d'épuration: financement des mesures» [4]. Les principes légaux suivants doivent être pris en compte:

- planification adéquate
- protection efficace des eaux
- état de la technique
- caractère économique

Une approche systématique tenant compte des contraintes liées au projet et à l'installation existante est nécessaire. Le procédé choisi doit constituer la mesure la plus rentable et être exécuté de la manière la plus économique possible. Il doit également permettre une amélioration de l'état du cours d'eau. Cela signifie, par exemple, que l'apport en matières non-dissoutes (dû aux pertes de charbon actif) dans les eaux doit être réduit au minimum dans le cas d'un procédé de traitement au charbon actif. Les procédés de séparation connus et établis permettent de garantir une limitation des pertes en charbon actif. Lors de l'ozonation, une formation excessive de produits de réaction stables toxiques (p.ex. bromate) doit être évitée. Par ailleurs, le procédé de traitement choisi doit correspondre à l'état de la technique et permettre d'atteindre un taux d'épuration de 80% par rapport aux eaux polluées brutes pour les substances sélectionnées [5]. En 2012, un aperçu complet des procédés visant à éliminer les MP des eaux usées communales a été établi [2]. Mais depuis, les procédés ont évolué. Le présent article traite de l'état actuel des procédés et des paramètres importants qu'il convient de prendre en compte lors du choix du procédé.

#### DESCRIPTION DES PROCÉDÉS

Les micropolluants peuvent être éliminés des eaux usées communales à l'aide d'ozone ou de charbon actif. Ces procédés sont

généralement devenus plus compacts et plus économiques au cours de ces dernières années. D'autres procédés sont actuellement testés dans le cadre d'études de longue durée. Nous aborderons ces développements en détail dans les paragraphes suivants.

#### PROCÉDÉ À L'OZONE (OXYDATION DES MP)

L'ozonation est placée en aval de la STEP existante (après la décantation secondaire, et avant l'étape de traitement complémentaire biologiquement actif; *fig. 1*). Un traitement biologique efficace est particulièrement avantageux, car les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) ainsi que les substances organiques (COD) consomment également de l'ozone. Leur concentration devrait donc être réduite au maximum à l'entrée de l'ozonation. L'ozone est produite sur place à partir d'oxygène et ensuite mise en contact avec les eaux usées épurées dans un réacteur prévu à cet effet. Lors de la réalisation du réacteur d'ozonation, il convient de veiller à ce qu'aucun court-circuit hydraulique ne se produise. Cela peut être évité à l'aide d'une simulation hydraulique préalable. Le temps de séjour dans le réacteur de contact est à choisir de sorte que la durée soit suffisante même lors d'épisodes pluvieux. De cette manière, l'ozone réagit efficacement, permettant d'éviter les répercussions sur l'étape de traitement biologique complémentaire. A la STEP de Neugut (Dübendorf), le temps de séjour minimal dans le réacteur d'ozonation s'élève à 13 minutes et le temps de séjour moyen est de 37 minutes. L'ozonation à la STEP de Reinach (Oberwytental) présente un temps de contact de 14 minutes et un temps de séjour moyen ( $O_{TS,max}$ ) de 25 minutes.

Certains aspects de sécurité doivent être pris en compte lors de la manipulation de l'ozone et de l'oxygène. Par exemple, l'ozone résiduel doit être détruit à la sortie, avant son rejet dans l'environnement, car il s'agit d'un gaz irritant (voir [6, 7]).

Le retour actuel d'expériences au niveau de l'exploitation montre que la consommation d'ozone permettant de répondre aux exigences légales est généralement plus basse (entre 0,4 et 0,7 mg  $\text{O}_3/\text{mg}$  COD) que celle définie sur la base d'essais pilotes (0,6 à 1 mg  $\text{O}_3/\text{mg}$  COD; [2]). C'est essentiellement la conséquence d'un bon traitement biologique (nitrites  $< 0,1$  mgN/l) et de nouvelles stratégies de réglage. Ainsi, la mesure de l'absorbance UV à 254 nm en entrée et sortie du réacteur d'ozonation est un paramètre important pour régler efficacement la dose d'ozone en fonction des besoins [8]. Il est également apparu que la dose

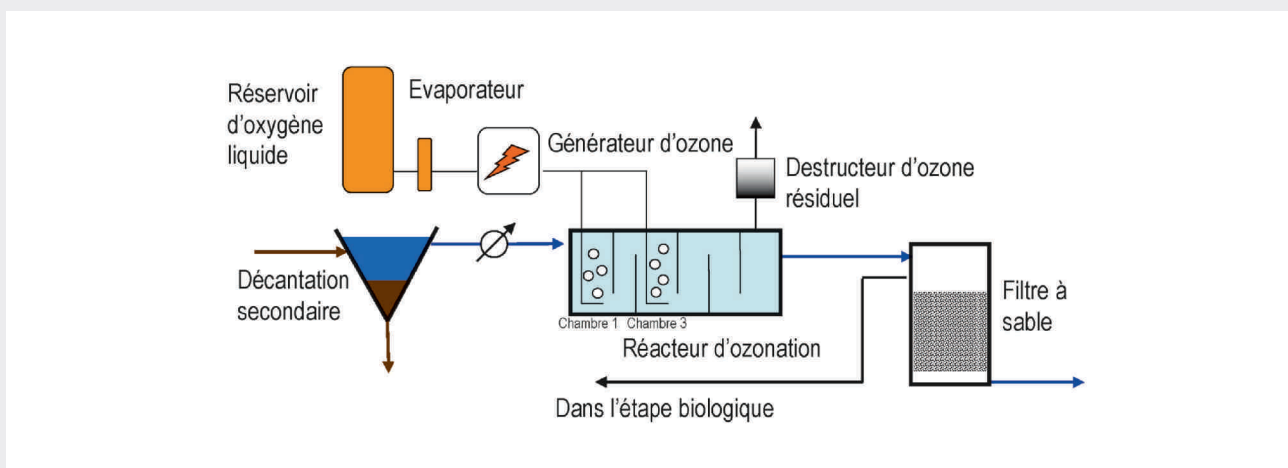


Fig. 1 Schéma général d'un procédé d'ozonation  
Allgemeines Verfahrensschema einer Ozonung

(Source: adapté de [2])  
(Quelle: aus [2], angepasst)

**OZONATION**

L'ozonation est un procédé établi et efficace. Une étape de traitement biologique complémentaire (p. ex. filtration sur sable) est nécessaire. Dans la mesure où l'ozonation n'est pas adaptée à toutes les eaux usées, il convient d'analyser les eaux usées correspondantes au préalable (avant le choix du procédé) [12].

spécifique d'ozone pouvait encore être réduite à l'aide d'un dosage en 2 points (dans la première ainsi que dans la troisième chambre du réacteur d'ozonation; *fig. 1*).

Lors de l'ozonation, les MP sont transformés. Généralement, des produits de transformation non problématiques sont formés à partir des composés traces. Ils n'ont aucun ou beaucoup moins d'effet que les substances initiales. Des produits de réaction toxiques stables ou labiles peuvent apparaître.

**Produits de réaction toxiques stables**

Si des produits de réaction toxiques stables (p. ex. bromate) se forment en quantité excessive, cela signifie que les eaux usées ne se prêtent pas à une ozonation. Cela peut être le cas lorsque, par exemple, des rejets importants en provenance d'usines d'incinération des ordures ménagères avec lavage des fumées par voie humide (contenant du bromure), de décharges ou d'activités industrielles ou artisanales sont déversés dans les eaux allant à la STEP communale [10, 11]. Les eaux usées doivent dans tous les cas être analysées au préalable (avant le choix du procédé de traitement) pour savoir si elles se prêtent à une ozonation [12]. Si cela s'avérait nécessaire et possible, des mesures devraient être prises à la source. Dans le cas où cela ne serait pas possible, un procédé de traitement au charbon actif devrait alors être choisi.

**Produits de réaction toxiques labiles**

Les produits de réaction toxiques labiles sont éliminés lors du traitement biologique complémentaire, tout comme leurs effets écotoxicologiques négatifs [13, 14]. Une ozonation doit donc être équipée d'une étape de traitement biologique complémentaire. La filtration sur sable est un procédé de traitement complémentaire possible. Un traitement par lit fluidisé est en principe également possible, il est cependant recommandé de procéder à des analyses supplémentaires [13]. Des filtres à charbon actif en grains (CAG) peuvent aussi être utilisés comme étape de traitement complémentaire. Dans la mesure où le CAG élimine également les MP, l'ozonation peut être réduite en conséquence (dose spécifique d'ozone plus faible, *voir plus loin dans l'article*).

Les deux premières installations mises en service à l'échelle industrielle en Suisse sont celles de la STEP de Neugut (Dübendorf) et de la STEP de Reinach (Oberwytental). D'autres projets se trouvent actuellement en phase de réalisation.

**PROCÉDÉS AU CHARBON ACTIF (ADSORPTION DES MP)****Aspects généraux**

Les procédés au charbon actif permettent d'éliminer les MP des eaux usées par adsorption. En principe, les procédés au charbon actif conviennent à toutes les eaux usées communales.

Il existe de nombreux types de charbon actif différents sur le marché, parmi lesquels le charbon actif en poudre (CAP) est

distingué du charbon actif en grains (CAG). Le produit doit être préalablement sélectionné à l'aide de tests (en laboratoire; p. ex. essais par agitation ou vibration), car les paramètres conventionnels (tels que l'indice d'iode, la quantité de bleu de méthylène, etc.) ne sont pas assez pertinents pour l'élimination des MP dans les eaux usées. Étant donné que l'efficacité du charbon actif peut également varier, il est recommandé de mettre en place un contrôle de qualité sur site. Des méthodes et concepts appropriés sont actuellement développés à cet effet.

Le charbon actif est encore en grande partie fabriqué à partir de ressources non renouvelables, ce qui génère une consommation d'énergie primaire et des émissions de CO<sub>2</sub> élevées. En effet, une grande partie des matériaux sont carbonisés pour l'activation (p. ex. la fabrication d'une tonne de charbon actif nécessite environ 5 à 6,5 tonnes de lignite; [15]). Le bilan des gaz à effet de serre du CAG est nettement meilleur par rapport à celui du CAP, car le CAG peut être réactivé (alors que le CAP est incinéré avec les boues d'épuration). Lors de la réactivation du CAG, seul un complément de 3 à 20% (en fonction de la matière première; [15]) de charbon actif neuf est nécessaire. La production de charbon actif entièrement fabriqué à partir de matières premières renouvelables (bois, écorces de fruit) est d'ores et déjà possible. Mais ce charbon actif n'est pas encore utilisé dans l'épuration des eaux usées communales, notamment pour des raisons de coûts. Lors de la manipulation du charbon actif, des aspects liés à la sécurité doivent être pris en compte. Il convient notamment de veiller à ce que le CAP ne soit pas inhalé par les opérateurs. De plus, les explosions de poussière et le risque de feux couvants doivent être prévenus à l'aide de mesures adaptées (voir [16]).

Il est important que les eaux usées rejetées dans le milieu naturel ne contiennent pas de charbon actif résiduel. Ainsi, le CAP doit être, autant que possible, complètement séparé des eaux usées épurées. La quantification du charbon actif présent en sortie peut se faire à l'aide d'une nouvelle méthode de mesure (appelée thermogravimétrie; [17]). En outre, la possibilité de définir la part de charbon actif présent dans l'effluent à l'aide de paramètres standard (turbidité, matières en suspension MES, etc.) est actuellement étudiée. La plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» élabore en ce moment un aperçu complet des procédés de séparation du charbon actif et de leurs performances.

La recirculation du CAP au niveau du traitement biologique, après l'étape de traitement des MP, permet d'une part d'utiliser au maximum la capacité d'adsorption du charbon actif (procédé en plusieurs étapes) et d'autre part d'obtenir un certain effet tampon. Dans ce cas, la taille des bassins biologiques doit être suffisamment importante pour ne pas influencer négativement l'activité biologique (âge des boues aérobies suffisant). Le CAP usagé est piégé avec les boues activées et acheminé vers le traitement des boues. Le dosage de CAP n'influence pas de manière négative le traitement des boues (concernant la déshydratation ou la valeur calorifique de la boue). Aucun relargage significatif des MP fixés sur le CAP n'a lieu pendant la digestion des boues [18]. Mais une augmentation plus ou moins importante de la quantité de boues d'épuration produites est à constater selon la dose de CAP utilisée (dans sa recommandation «Définition et standardisation d'indicateurs pour les procédés d'élimination des composés traces organiques dans les STEP» [19], le VSA estime une production supplémentaire de boues correspondant à 1,5 fois la quantité de CAP dosée au niveau du traitement des

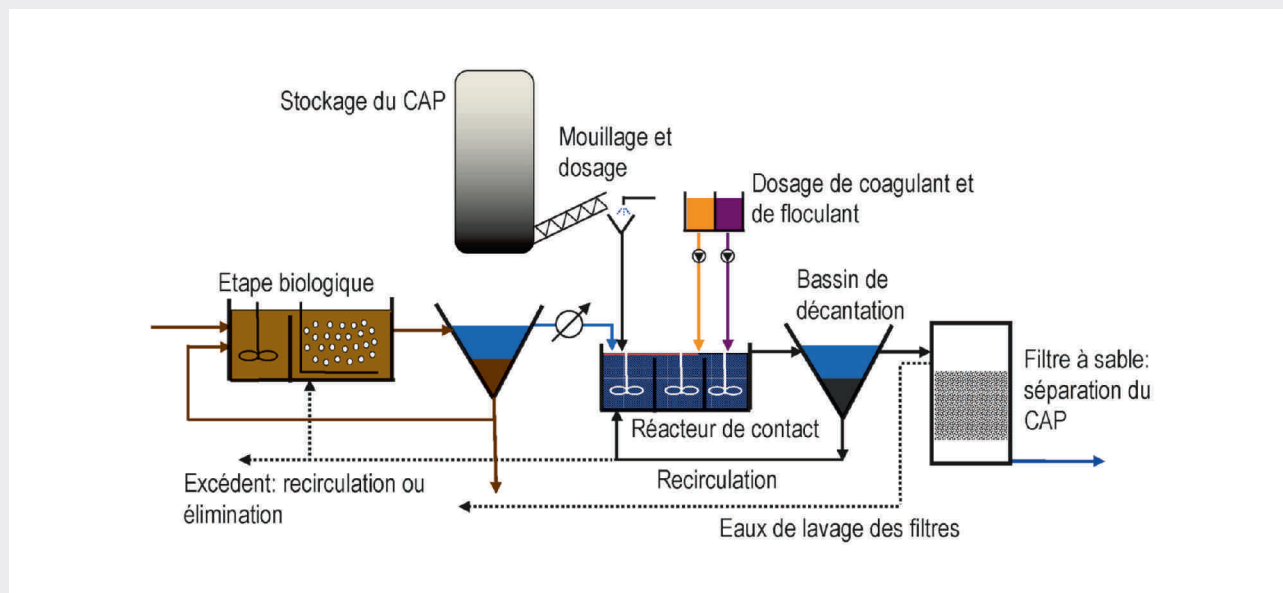


Fig. 2 Schéma général d'une filière de traitement au charbon actif en poudre selon le «procédé Ulm»

(Source: [2])

Allgemeines Verfahrensschema einer Pulveraktivkohle-Stufe nach dem «Ulmer Verfahren»

(Quelle: [2])

### CAP APRÈS LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE - «PROCÉDÉ ULM»

Le traitement au CAP placé après le traitement biologique selon le «procédé Ulm» est un procédé fiable, avec lequel beaucoup d'expériences ont été acquises. Ce procédé a une emprise au sol importante et coûte donc relativement cher en raison de la surface nécessaire pour la décantation. Le retour d'expérience pour des procédés alternatifs compacts, recourant généralement à des systèmes avec décanteurs lamellaires, est encore attendu.

MP; ces boues contiennent également le COD adsorbé ainsi que les boues issues de la précipitation).

#### Charbon actif en poudre après le traitement biologique - «procédé Ulm»

Dans le cas du «procédé Ulm», le CAP est dosé dans un réacteur de contact en aval du traitement biologique et mélangé aux eaux usées épurées (fig. 2). L'ajout de coagulant (fer) et de floculant (polymères) permet la formation de floccs de CAP, qui sédimentent lors de l'étape de décantation et sont ensuite recirculés vers le réacteur de contact. Des particules de charbon plus fines qui ne décantent pas sont ensuite retenues dans l'étape de filtration placée en aval (p. ex. filtre à sable, filtre sur toile). Certaines installations sont déjà en service dans le Bade-Wurtemberg (D). La plupart d'entre elles dispose de bassins de décantation conventionnels mais certaines sont équipées de décanteurs lamellaires permettant une construction plus compacte. La STEP de Bachwis (Herisau) est la première STEP de Suisse à utiliser le «procédé Ulm» depuis mi-2015. D'autres installations (p. ex. à la STEP de Thunersee et également en Allemagne) sont en cours de réalisation.

Dans les étapes de traitement au CAP réalisées au cours des dernières années dans le Bade-Wurtemberg (D), les réacteurs de contact ont été dimensionnés avec un temps de contact minimal allant de 30 à presque 60 minutes et les bassins de décantation (sans lamelles) avec un temps de séjour minimal de 2 heures [20]. À la STEP de Bachwis (Herisau), le temps de contact mini-

mal est de 30 minutes et le temps de séjour minimal dans la décantation est de 2 heures [21]. À la STEP de Thunersee, le réacteur de contact est dimensionné avec un temps de contact minimal de 48 minutes et la décantation a été dimensionnée avec un temps de séjour minimal de 2,7 heures. Avec ce procédé, la décantation nécessite donc une surface relativement importante.

Les systèmes de décantation lamellaire sont une alternative possible à la décantation conventionnelle du «procédé Ulm». Ces systèmes se distinguent par leur construction compacte [22]. Une réalisation à l'échelle industrielle d'un décanteur lamellaire intégré au réacteur de contact est prévue à la STEP de Vidy (Lausanne). La mise en service de cette installation permettra d'avoir un retour d'expérience et des premiers résultats pour ce système.

#### Dosage du charbon actif en poudre avant un filtre à sable

Lors de la mise en place d'un système de dosage de CAP avant un filtre à sable, ce dernier sert aussi bien de réacteur de contact que d'étape de séparation du CAP (fig. 3). Dans ce cas, un filtre à sable bicouche rétrolavé de manière discontinue est nécessaire. Avec un filtre rétrolavé de manière continue, une quantité plus faible de CAP peut se déposer dans le filtre, ce qui se répercute négativement sur la consommation de CAP et/ou le rendement d'élimination des MP. De la même manière, un filtre monocouche est moins sécuritaire au niveau de l'exploitation qu'un filtre bicouche. Les expériences faites jusqu'à présent avec les filtres bicouches sont très positives concernant la rétention du CAP et le rétrolavage du filtre. Il a également été montré que la floculation du CAP avant le filtre à sable représente une étape

### DOSAGE DE CAP AVANT UN FILTRE À SABLE

Le dosage de charbon actif en poudre avant un filtre à sable constitue une bonne alternative au «procédé Ulm» (p. ex. en cas d'espace disponible réduit ou de filtres existants). Ce procédé est en bonne voie pour devenir un procédé standard.

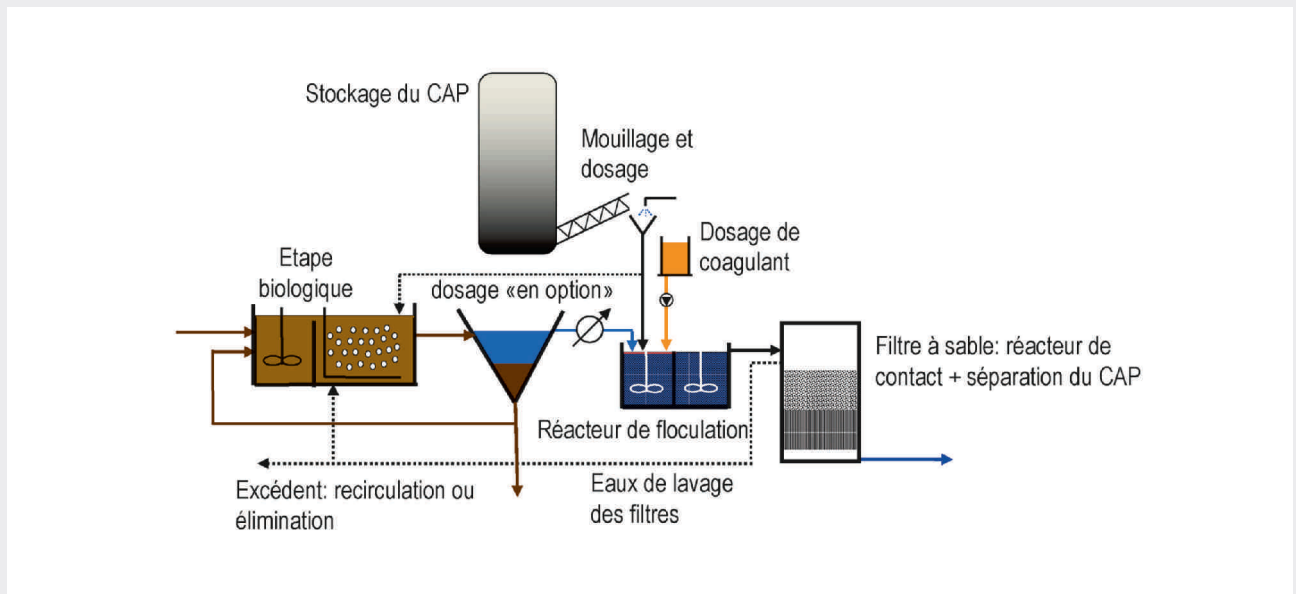


Fig. 3 Schéma général du dosage de charbon actif en poudre avant le filtre à sable

(Source: [2])

Allgemeines Verfahrensschema der Pulveraktivkohle-Dosierung vor den Sandfilter

(Quelle: [2])

importante pour un dépôt optimal des floccs au sein du lit du filtre à sable [23]. L'état actuel des connaissances laisse penser qu'il faut un seul coagulant (pas de flocculant) ainsi qu'un mélange sans turbulences importantes pour que les floccs puissent se former de manière optimale. Contrairement au «procédé Ulm», un dosage de CAP défaillant conduit rapidement à une diminution du rendement d'élimination, car la quantité de CAP présente dans le système, et par conséquent l'effet tampon, est plus faible (cela est corrigé par une réintroduction du CAP dans la biologie). La consommation de CAP (et donc les coûts d'exploitation) est comparable à celle du «procédé Ulm» et s'élève à environ 2 mg CAP/mg COD. Le temps de séjour minimal (en temps de pluie)

dans le réacteur de floculation devrait se situer entre 10 et 15 minutes [23]. Pour le procédé de traitement prévu à la STEP de Schönau (Cham), le temps de séjour minimal est de 15 minutes. Si aucune mise en œuvre à l'échelle industrielle n'a encore été réalisée à ce jour, une réalisation à grande échelle est en cours dans les STEP suivantes: STEP de Schönau (Cham; le dosage de CAP dans la biologie est également possible), STEP de Lachen-Untermarch.

Membranes tertiaires et charbon actif en poudre fin

Une autre possibilité d'utilisation de CAP après le traitement biologique est le dosage de CAP suivi d'une séparation par ultrafil-

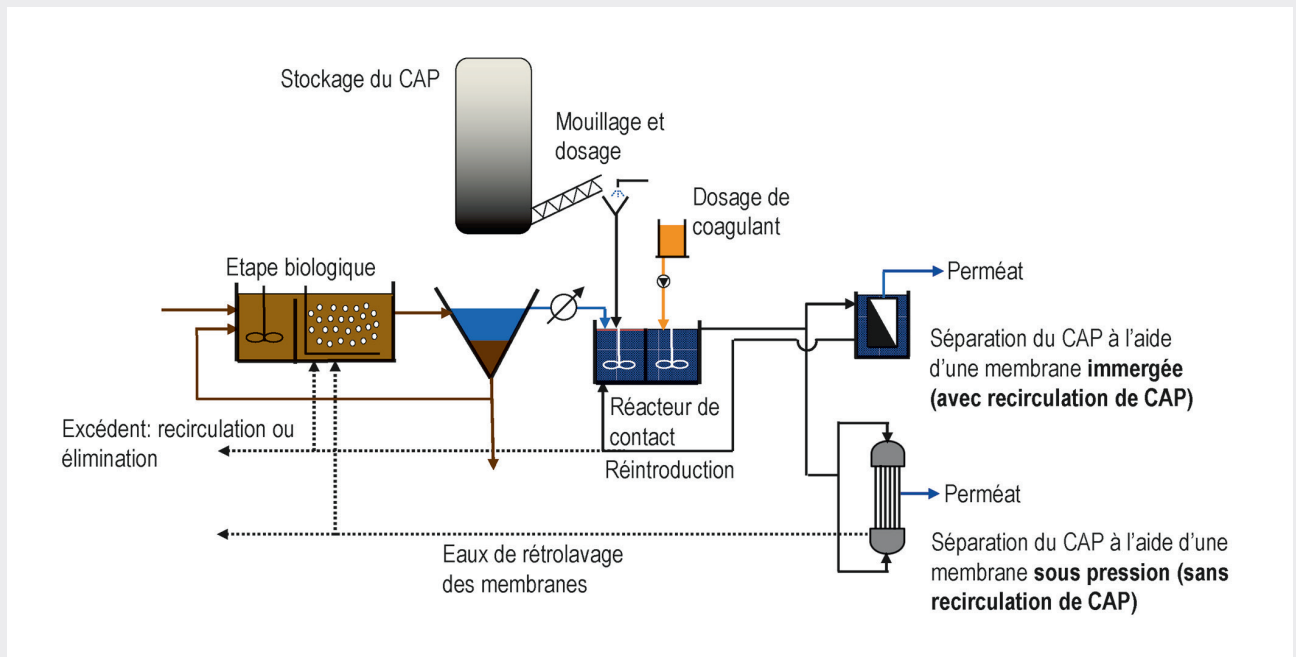


Fig. 4 Schéma général du dosage de charbon actif en poudre après le traitement biologique suivi d'une séparation à l'aide de membranes d'ultrafiltration immergées (en haut) ou sous pression (en bas)

(Source: adapté de [2])

Allgemeines Verfahrensschema der nachgeschalteten Pulveraktivkohle-Dosierung und der Abtrennung mittels getauchter (oben) oder gedrückter (unten) Ultrafiltrationsmembran

(Quelle: [2], angepasst)

### MEMBRANES TERTIAIRES ET CAP FIN

La séparation du CAP à l'aide de membranes d'ultrafiltration (systèmes immergés ou sous pression) a été étudiée et est en principe appropriée. Aucune installation à l'échelle industrielle n'a encore été réalisée à ce jour.

tration qui retient complètement le CAP (fig. 4). L'ultrafiltration n'élimine pas les micropolluants directement, en raison de la taille trop importante des pores, contrairement à une nanofiltration ayant de plus petits pores. Mais l'utilisation d'une nanofiltration est techniquement complexe et donc non rentable pour l'instant. Le dosage de CAP dans les bioréacteurs à membrane (MBR) est abordé dans le chapitre suivant.

Comme pour le dosage de CAP avant un filtre à sable ou le «procédé Ulm», un réacteur de contact supplémentaire, dans lequel le charbon est dosé et mélangé aux eaux usées, est également nécessaire pour ce procédé. Afin d'améliorer le fonctionnement de l'ultrafiltration, un coagulant est souvent ajouté. En principe, le procédé peut avoir lieu avec ou sans réintroduction du CAP retenu par la membrane dans le réacteur de contact. Il faut distinguer entre les systèmes avec membranes immergées et les systèmes avec membranes sous pression (fig. 4):

- Dans un système immergé, la membrane est directement installée dans l'eau usée contenant du CAP, la filtration se fait de l'extérieur vers l'intérieur des membranes. Les eaux usées épurées s'écoulent à l'intérieur des fibres membranaires, tandis que le CAP est retenu à l'extérieur des fibres. Le CAP retenu est éliminé de la membrane à l'aide de rétrolavages périodiques.
- Avec les systèmes sous pression, la filtration de l'eau contenant du CAP se fait de l'intérieur des fibres membranaires vers l'extérieur. Les eaux usées épurées s'écoulent à l'extérieur des fibres membranaires, tandis que le CAP est retenu à l'intérieur des fibres. Selon le système, l'exploitation s'effectue sans flux transversal le long de la membrane (= exploitation

«dead end») ou avec flux transversal (= exploitation «cross flow»), afin d'éliminer en continu les gâteaux de filtre de la membrane.

Des systèmes membranaires permettant de séparer le CAP ont été utilisés lors de différentes études [24, 25]. Il est alors apparu que les membranes immergées et les membranes sous pression étaient toutes les deux appropriées. Les systèmes immergés doivent cependant être privilégiés lors d'une réintroduction du CAP retenu dans le réacteur de contact (avec une membrane sous pression, la consommation d'énergie pour la séparation du CAP serait trop élevée). En revanche, si le CAP n'est pas réintroduit dans le réacteur de contact, les membranes sous pression sont plus appropriées. Ces résultats ont été confirmés par une nouvelle étude menée à la station d'épuration de Neuss-Ost (Allemagne; [26]), où une membrane immergée permettant de séparer le CAP a été exploitée avec succès dans le cadre d'un essai pilote.

En combinaison avec les membranes d'ultrafiltration, du CAP plus fin peut être utilisé [27]. Avec cette solution, l'adsorption des MP au CAP est plus rapide (c'est-à-dire qu'ils sont plus rapidement en équilibre) et, par conséquent, les bassins de contact peuvent être plus petits. Ceci ne concerne cependant que les systèmes sans recirculation du CAP (membranes sous pression). Ce système doit encore faire l'objet d'études plus approfondies.

Dosage de charbon actif en poudre dans la biologie

Si un dosage de CAP après le traitement biologique n'est pas possible (p.ex. en raison d'un manque de place), le CAP peut aussi être dosé directement dans les systèmes à boues activées conventionnels (fig. 5; [28]) ainsi que dans des bioréacteurs à membrane (MBR) [29]. Le CAP est dosé dans la zone finale du bassin biologique, où une part importante des matières organiques a déjà été éliminée (diminution de la concurrence du COD au niveau des sites de fixation sur le charbon actif). Concernant les systèmes MBR, un CAP plus fin peut être utilisé en raison de la séparation par la membrane d'ultrafiltration, ce qui

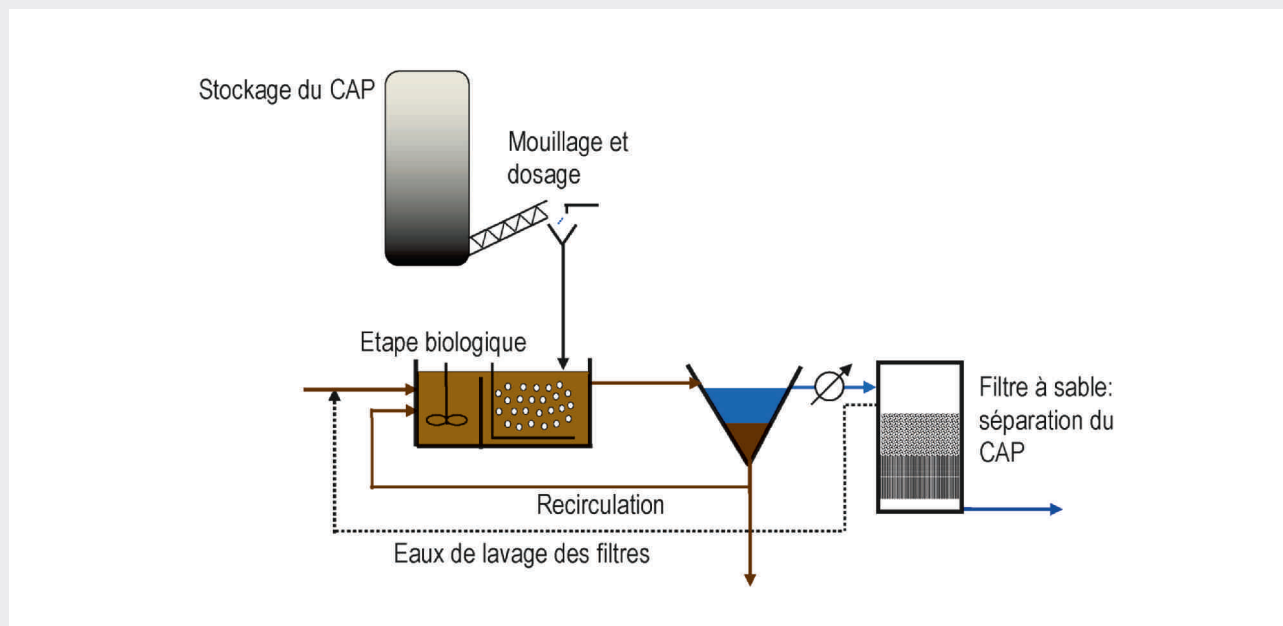


Fig. 5 Schéma général du dosage direct de charbon actif en poudre dans l'étape de traitement biologique

Allgemeines Verfahrensschema der Pulveraktivkohle-Direkt dosierung in die biologische Reinigungsstufe

(Source: adapté de [2])

(Quelle: [2], angepasst)

### DOSAGE DE CAP DANS LA BIOLOGIE

Le dosage de CAP dans l'étape biologique (conventionnelle ou membranaire) fonctionne et constitue une bonne alternative au «procédé Ulm», notamment pour les petites et moyennes STEP (p. ex. en cas d'espace disponible restreint). Dans ce cas, un traitement biologique adapté ayant une réserve de capacité suffisante est nécessaire. Comparé aux procédés au CAP placés après le traitement biologique, les coûts d'investissement sont plus faibles. En revanche, les coûts d'exploitation sont plus élevés en raison de la plus forte consommation de CAP.

se répercute positivement sur la consommation de CAP [29]. Dans le cas du traitement biologique conventionnel avec boues activées en suspension, une filtration est nécessaire (en plus de la décantation secondaire) pour une séparation efficace du CAP résiduel (comme pour les autres procédés au CAP). Pour ce faire, des filtres sur toile ou à disques, des filtres à sable rétrolavés de manière continue ou discontinue peuvent être utilisés. Ce procédé est très compact et génère de faibles investissements supplémentaires, car il n'est pas nécessaire de construire un réacteur de contact et une décantation supplémentaire. Cependant, les coûts d'exploitation sont généralement plus élevés qu'avec des procédés au CAP car, selon le traitement biologique, le traitement des MP ne se fait pas en plusieurs étapes et la consommation de CAP est par conséquent plus élevée (avec environ 3 mg CAP/mg COD; [28]). Avec les systèmes MBR, une consommation de CAP d'environ 2 mg CAP/mg COD a pu être mesurée [29]. L'important est que le traitement biologique dispose d'une réserve de volume suffisante pour que les performances de la nitrification ne soient pas affectées. Un traitement biologique

efficace par rapport aux matières organiques est bénéfique, les concentrations résiduelles en COD ayant des répercussions directes sur la consommation de CAP. Une première mise en œuvre à l'échelle industrielle sera réalisée à la STEP de Flos (Wetzikon) et d'autres expériences restent à faire.

Il n'est pas possible d'évaluer de manière définitive dans quelle mesure un dosage direct de CAP convient aux systèmes à biofilm. Des projets sont actuellement en cours. Toutefois, il est à supposer que les systèmes à biomasse fixée tout comme les systèmes à lit fluidisé ne conviennent que partiellement à un dosage direct de CAP. L'ajout de CAP dans des systèmes à lit fluidisé hybrides ainsi que dans des systèmes à biomasse granulaire semble toutefois pouvoir fonctionner.

### Procédés spécifiques de séparation du charbon actif en poudre

La séparation de CAP à l'aide d'une flottation et d'un filtre placé en aval (p.ex. filtration sur tissus) a été étudiée à l'échelle pilote dans les STEP de Bioggio, Visp et Ergolz (Sissach). Il est apparu que ce système peut être utilisé uniquement dans des situations spécifiques en raison de sa consommation d'énergie relativement plus élevée (p. ex. pour le traitement des eaux usées industrielles à haute teneur en MES ou en cas de flottation déjà existante) [30].

Un système de rétention du CAP à l'aide de filtres à bougies est une autre solution actuellement proposée. Mais aucun essai à long terme, ni aucune réalisation à l'échelle industrielle ne sont connus à ce jour.

### Charbon actif en grains dans un lit fluidisé

Ce procédé consiste en une étape de traitement placée après le traitement biologique dans laquelle les eaux usées traversent de bas en haut un lit de charbon actif en grains (fig. 6). Afin de

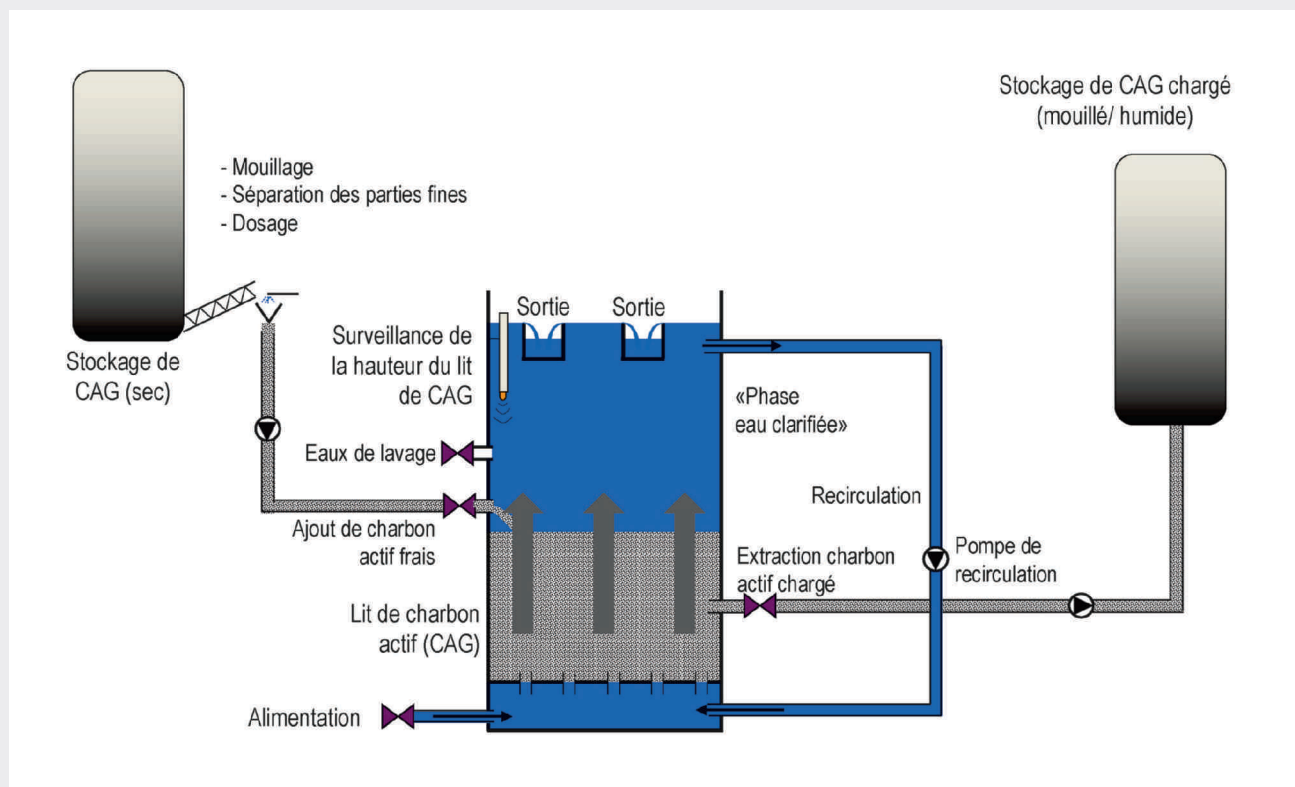


Fig. 6 Schéma général de CAG dans un lit fluidisé

Allgemeines Verfahrensschema der GAK im Wirbelbett

**CAG EN LIT FLUIDISÉ**

Les essais pilotes effectués (STEP de Penthaz; STEP de Langmatt, Wildegg) sont prometteurs. Il s'agit d'un procédé intéressant qui semble relativement simple à mettre en œuvre.

maintenir en suspension la couche de charbon d'une granulométrie comprise entre 0,2 et 0,9 mm, une vitesse de filtration entre 7 et 15 m/h est nécessaire (selon le type de charbon actif). La vitesse sera maintenue grâce à une recirculation interne lors d'un débit d'eaux usées plus faible.

Le temps de séjour moyen du charbon actif dans ce système est compris entre 80 et 100 jours. Le charbon frais n'est pas ajouté de manière continue, comme cela est généralement le cas dans les systèmes à CAP, mais de manière périodique (quotidiennement ou plusieurs fois par semaine) et le CAG chargé est évacué du système et conservé pour la réactivation. Lors de l'ajout de charbon frais, il convient de veiller à ce que les parties fines soient préalablement séparées, afin d'éviter qu'elles ne soient rejetées dans le milieu récepteur. Des concentrations élevées de MES à l'entrée du réacteur entraînent une expansion plus forte du lit de charbon actif. Dans ce cas, le système doit être rétro-lavé. Une surveillance continue de la hauteur du lit de charbon actif est donc nécessaire. Aucune filtration supplémentaire en aval ne semble nécessaire sur la base des expériences actuelles. Des essais à long terme à l'échelle pilote [31] ont montré que la dose de charbon actif nécessaire se situe dans une fourchette équivalente à celle de l'utilisation de la filtration au CAG (voir détails plus loin). Contrairement à la filtration au CAG, le système à lit fluidisé permet toutefois un ajout de charbon actif plus important lors de pics de concentration ou d'épisodes pluvieux prolongés, évitant ainsi une chute du rendement d'élimination. Une première mise en œuvre à l'échelle industrielle est en cours à la STEP de Penthaz.

**Filtration au charbon actif en grains**

Ce procédé est constitué d'un filtre à lit profond rétrolavé de manière continue ou discontinue, rempli de CAG et traversé par les eaux usées (comme pour un filtre exploité normalement; fig. 7). La rétention de particules est comparable à celle d'un filtre à sable. Une étape supplémentaire pour la rétention de charbon n'est donc pas nécessaire (d'éventuelles parties fines de CAG sont rincées pendant la phase de mise en service et dirigées vers le traitement des boues; une éventuelle abrasion du CAG pendant l'exploitation est négligeable [32]). Il n'est pas nécessaire de recourir à des systèmes de dosage de charbon automatisés, ni à des produits chimiques (pour la précipitation et la floculation). En revanche, des installations spécifiques et adaptées sont nécessaires pour l'ajout et l'extraction du CAG (à des fins de réactivation).

Pour une exploitation efficace de la filtration au CAG, deux aspects sont à prendre en compte [33, 34]: un temps de contact en lit vide suffisant de l'ordre de 20 à 30 minutes en cas de faibles concentrations en COD (au moins 25 minutes avec une granulométrie du CAG entre 1,2 et 2,3 mm selon [35]), et une concentration en COD la plus faible possible dans les eaux usées en entrée du traitement. Une faible teneur en MES à l'entrée du filtre permet également de diminuer le nombre de rétrolavages et/ou d'utiliser une granulométrie plus fine. Les projets réalisés jusqu'à présent (p.ex. [35, 36]) ont montré qu'une filtration au

**FILTRATION AU CAG**

La filtration au CAG constitue une alternative de plus en plus utilisée, par exemple lorsqu'une recirculation de CAP dans le traitement biologique n'est pas possible et/ou les eaux usées ne conviennent pas à une ozonation. Des filtres à sable existants peuvent être réaffectés. Ce faisant, le dimensionnement est effectué par rapport au temps de contact, selon l'état actuel des connaissances.

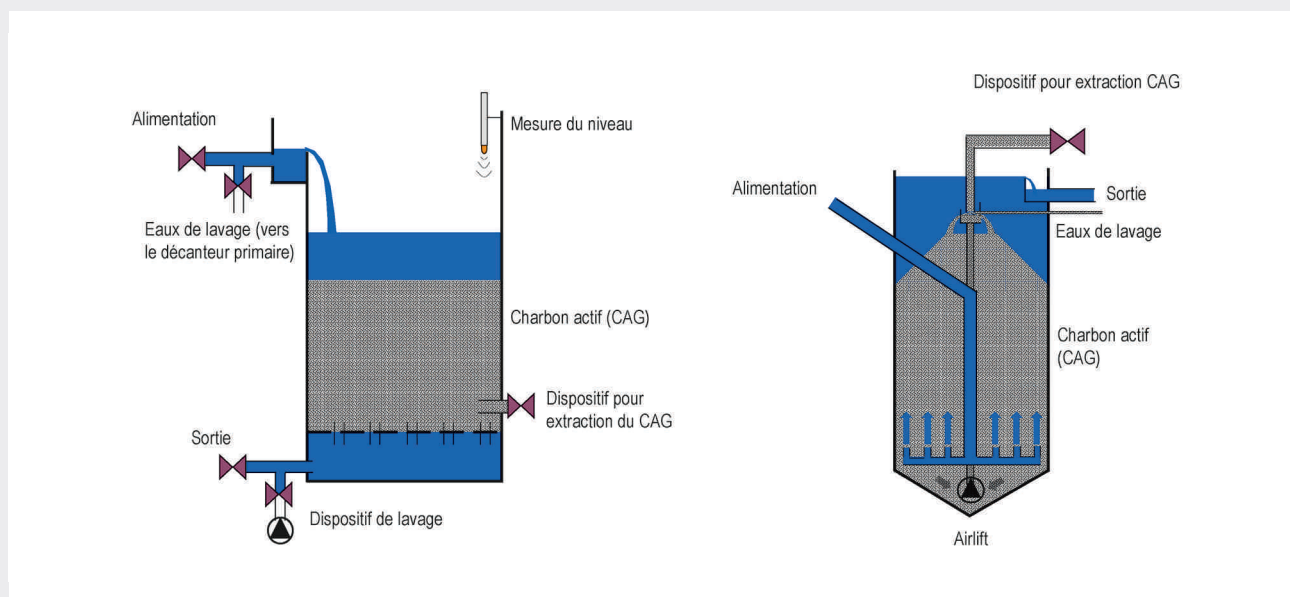


Fig. 7 Schéma général de la filtration sur charbon actif en grains avec rétrolavage discontinu (à gauche; tiré de [2]) ou avec rétrolavage continu (à droite).

Allgemeines Verfahrensschema der granulierten Aktivkohle-Filtration: diskontinuierlich rückgespült (links; aus [2]) oder kontinuierlich rückgespült (rechts).

CAG (avec rétrolavage discontinu ou continu) est réalisable sur le plan technique. Toutefois, l'évaluation de la rentabilité sur la base des données actuelles est encore incertaine. Elle dépend plus particulièrement de la fréquence à laquelle le CAG doit être réactivé. Ainsi, davantage de connaissances et de retours d'expériences sont encore nécessaires. En Suisse, de nombreuses STEP disposent déjà de filtres à sable qui pourraient être réaffectés en filtration au CAG dans le futur. Cependant, selon l'état actuel des connaissances, certaines adaptations (d'exploitation et de construction) sont nécessaires pour atteindre les temps de séjour nécessaires à la filtration au CAG. Une réalisation à l'échelle industrielle est actuellement connue en Suisse (syndicat des eaux usées d'Altenrhein, en combinaison avec une ozonation en amont). En Allemagne, des filtres à CAG sont exploités à l'échelle industrielle notamment au sein du syndicat des eaux usées d'Obere Lutter et dans les stations d'épuration de Rietberg et d'Emmingen-Liptingen.

#### COMBINAISON DE PROCÉDÉS (OXYDATION ET ADSORPTION)

En cas de combinaison de procédés, l'oxydation (ozone) est combinée avec l'adsorption (charbon actif; p.ex. dosage de CAP avant le filtre à sable ou filtration au CAG; *fig. 8*). Ce mode opératoire

#### COMBINAISON DE PROCÉDÉS

Une combinaison de procédés consiste à implémenter deux procédés différents, ce qui apporte plus de flexibilité mais génère aussi une plus grande complexité du système. Avec une combinaison de procédés, les exigences légales sont dépassées. Une telle combinaison se révèle surtout intéressante pour les STEP de taille importante.

est techniquement possible et réalisable (voir les réalisations des différents procédés plus haut), il apporte des avantages en termes d'exploitation (p.ex. plus grande flexibilité) mais également une plus grande complexité au niveau de l'installation. Les combinaisons de procédés vont au-delà des exigences légales (taux d'épuration de 80%). En raison de la contribution du charbon actif, une ozonation partielle (dose spécifique d'ozone réduite) est suffisante. Il est important que certaines vérifications soient effectuées en cas de combinaison de procédés (vérifier l'adéquation des eaux usées pour une ozonation) [12].

Une combinaison de procédés est actuellement considérée intéressante d'un point de vue économique et technique en particulier pour les STEP de taille importante, car la complexité accrue (deux procédés) a un impact moins important que pour les petites STEP. Par ailleurs, l'impact de l'ozonation sur l'exploitation d'une étape au charbon actif se situant en aval est encore incertain. Différentes études sur les combinaisons de procédés sont actuellement en cours (p.ex. à la STEP de ProReno (Bâle), à la STEP de Bülach-Furt ainsi qu'au syndicat des eaux usées du canton de Glaris). Des combinaisons de procédés sont en planification ou actuellement réalisées dans les STEP suivantes:

- Syndicat des eaux usées d'Altenrhein (ozonation en combinaison avec une filtration au CAG)
- STEP de ProReno (Bâle; ozonation en combinaison avec un dosage de CAP avant le filtre à sable)
- STEP de Vidy (Lausanne; ozonation en combinaison avec un traitement au CAP avec décanteur lamellaire intégré)

#### AUTRES PROCÉDÉS

Les analyses réalisées dans le cadre du projet «Stratégie Micro-poll» [2] ont révélé que l'étape de traitement biologique n'est pas suffisante pour éliminer de manière efficace les composés

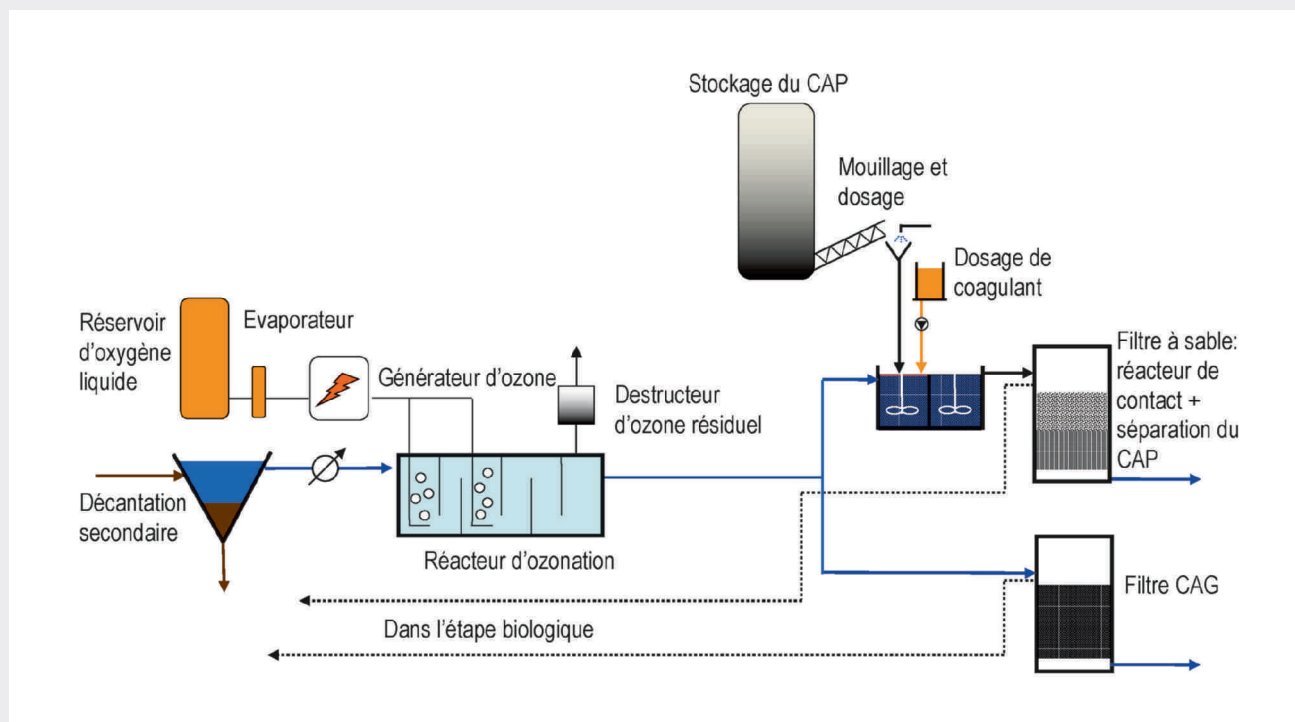


Fig. 8 Schéma général de la combinaison d'une ozonation avec le dosage de charbon actif en poudre avant le filtre à sable (en haut) ou avec une filtration au charbon actif en grains (en bas)

(Source: adapté de [2]).

Allgemeines Verfahrensschema der Kombination einer Ozonung mit einer Pulveraktivkohle-Dosierung vor den Sandfilter (oben) beziehungsweise mit einer granulierten Aktivkohle-Filtration (unten)

(Quelle: aus [2], angepasst)

traces organiques. Comme les dernières études [37] le confirment, le spectre d'action des traitements biologiques n'est pas assez large. Même avec des variantes de traitement biologique bien plus onéreuses (âge de boues > 25 jours, temps de séjour hydraulique de plus d'une journée, étape de traitement anaérobie), le taux d'épuration des composés traces exigé par la loi n'est pas atteint. S'il a été observé qu'avec certains composés, tels que le diuron et le diclofénac, une meilleure élimination était possible (p.ex. avec un procédé à lit fluidisé hybride comme à la STEP de Bad Ragaz), aucune élimination à large spectre des composés traces organiques n'est réalisable. Des étapes de traitement biologiques supplémentaires après le traitement biologique secondaire (p.ex. passages à travers le sol ou traitement avec des champignons) ne semblent ni appropriées ni rentables. Des optimisations de l'étape de traitement biologique sont pourtant souhaitables car elles contribuent à une meilleure élimination des MP.

#### AUTRES PROCÉDÉS

Il n'y a dès lors pas lieu de présumer que des procédés autres que l'ozonation et le charbon actif s'établiront prochainement. Généralement, les nouveaux procédés sont techniquement et économiquement moins intéressants que les procédés établis.

Outre l'ozonation, d'autres agents d'oxydation, tels que le ferrate (Fe[VI]) [38] ou des «processus d'oxydation avancés» (POA) ont été étudiés. Toutefois, ces procédés sont encore au stade de projets de recherche (ferrate) ou ne sont pas rentables pour l'élimination des MP dans les eaux usées communales.

D'autre part, l'utilisation de la nanofiltration ou de l'osmose inverse dans le domaine des eaux usées communales n'est pas rentable (jusqu'à 25% de l'eau usée traitée reste dans le rétentat qui doit également être traité [2]).

#### BILAN

Les procédés à base d'ozone et de CAP se sont établis et ont tendance à devenir plus compacts et plus économiques au fur et à mesure des réalisations. Les procédés au CAG constituent une autre alternative. Lors du choix du procédé, il est important

#### GRUPE DE SUIVI TECHNIQUE

Les contenus de cet article ont été rédigés dans le cadre d'un groupe de suivi technique. Nous adressons nos plus vifs remerciements aux personnes suivantes: *Martin Baggenstos* (anciennement Wabag Wassertechnik AG, désormais Hunziker Betatech AG), *Marc Lambert* (Alpha Wassertechnik AG), *Thomas Wintgens* (Haute école spécialisée du Nord-Ouest de la Suisse), *Daniel Urfer* (RWB Groupe SA), *Knut Leikam* (Pöyry Schweiz AG), *Damian Dominguez* (OFEV), *Saskia Zimmermann-Steffens* (OFEV), *Adriano Joss* (Eawag), *Christian Abegglen* (VSA; ERZ).

de prendre en compte les contraintes liées au projet et à l'installation existante. Les conclusions suivantes peuvent être tirées concernant les différents procédés:

#### PROCÉDÉ STANDARD

- L'ozonation est un procédé efficace et qui a fait ses preuves. Un traitement biologique complémentaire est nécessaire. Il est important de vérifier au préalable si les eaux usées se prêtent à une ozonation.
- Le traitement au CAP placé après le traitement biologique selon le «procédé Ulm» est un procédé qui s'est établi et pour lequel de nombreuses expériences ont déjà été acquises. Il nécessite un espace relativement important en raison de la décantation.

#### EN BONNE VOIE POUR DEVENIR UN PROCÉDÉ STANDARD

- Le dosage de CAP avant le filtre à sable constitue une alternative de plus en plus utilisée (p.ex. en cas d'espace disponible réduit ou de filtres existants). Les premières mises en œuvre à l'échelle industrielle sont en cours de réalisation.
- La séparation du CAP à l'aide de membranes d'ultrafiltration (tertiaires ou MBR) a été étudiée et est en principe possible.
- Le dosage de CAP directement dans le traitement biologique est intéressant pour les STEP de petite et moyenne taille (p.ex. en cas d'espace disponible réduit), lorsque celui-ci dispose d'une réserve de volume suffisante. Une première mise en œuvre à l'échelle industrielle sera réalisée et d'autres expériences sont encore à faire.

#### D'AUTRES EXPÉRIENCES ET RÉSULTATS SONT NÉCESSAIRES

- L'utilisation de CAG dans un lit fluidisé est très prometteuse. C'est un procédé de plus en plus intéressant et qui semble relativement simple à exploiter.

- L'utilisation de CAG dans un lit fixe est une alternative de plus en plus utilisée, par exemple là où une recirculation du CAP dans le traitement biologique n'est pas possible et/ou les eaux usées ne conviennent pas à une ozonation. Les filtres à sable existants peuvent être réutilisés.
- Une combinaison de procédés consiste à utiliser deux procédés, ce qui apporte plus de flexibilité mais génère également une plus grande complexité du système. Les combinaisons de procédés concernent principalement les grandes STEP. Les premières mises en œuvre à l'échelle industrielle sont actuellement en cours.
- Aucun nouveau procédé prometteur n'est actuellement en vue - excepté les développements ou solutions alternatives décrits plus haut. Généralement, les nouveaux procédés sont techniquement et économiquement moins intéressants que les procédés établis.

#### BIBLIOGRAPHIE

- [1] Kienle, C. et al. (2015): *Ökotoxikologische Biotests - Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. Aqua & Gas 7/8\_2015: 18-26*
- [2] Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): *Micropolluants dans les eaux usées urbaines. Etape de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. Office fédéral de l'environnement, Berne. Connaissance de l'environnement N° 1214: 210 p.*
- [3] Stamm, C. et al. (2017): *Einfluss von Mikroverunreinigungen. Lebensgemeinschaften in Fließgewässern - Ergebnisse aus dem Projekt Ecolm-pact. Aqua & Gas 6/2017: 90-95.*
- [4] Dominguez, D.; Diggelmann, V.; Binggeli, S. (2016): *Élimination des composés traces organiques dans les eaux usées. Financement des mesures. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique, n° 1618: 34 p.*
- [5] *Ordonnance du DETEC visant à contrôler l'efficacité des mesures d'élimination des composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux usées, 814.201.231, du 3 novembre 2016 (état au 1<sup>er</sup> décembre 2016).*

- [6] Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016): Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)
- [7] Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016): Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'oxygène dans les stations d'épuration. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)
- [8] Schachtler, M.; Hubaux, N. (2016): BEAR: Innovative Regelstrategie der Ozonung. UV-Messtechnik für Regelung und Überwachung der Elimination von Mikroverunreinigungen. *Aqua & Gas* 5/2016: 84–93
- [9] Hubaux, N.; Schachtler, M. (2016): Mehrstufiger Ozoneintrag – LOD-Konzept. Reduzierung des Ozonverbrauchs bei gleichbleibender Elimination der Mikroverunreinigungen. *Aqua & Gas* 11/2016: 50–56
- [10] Wunderlin, P. et al. (2015): Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon – Testverfahren zur Beurteilung. *Aqua & Gas* 7/8\_2015: 25–38
- [11] Soltermann, F. et al. (2016): Bromid im Abwasser: Bromatbildung bei der Ozonung – Einschätzung der zukünftigen Situation. *Aqua & Gas* 10/2016: 64–71
- [12] VSA (2017): Recommandation «Vérfications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation»
- [13] Böhler, M. et al. (2017): Projekt ReTREAT – Untersuchungen zu Verfahren für die biologische Nachbehandlung nach Ozonung. *Aqua & Gas* 5/2017: 54–63
- [14] Kienle C. et al. (2017): Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT: Teilprojekt Biotests. Etude réalisée sur ordre de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Centre suisse d'écotoxicologie appliquée Eawag-EPFL, Dübendorf
- [15] DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 «Aktivkohleeinsatz auf Kläranlagen» (2016): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung – Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 «Aktivkohleeinsatz auf Kläranlagen». KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 63: 1062–1067
- [16] Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016): Aspects de sécurité relatifs à la manipulation de charbon actif en poudre (CAP) dans les stations d'épuration. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)
- [17] Krahnstöver, T.; Wintgens, T. (2017): Aktivkohle-Nachweis im Abwasser. Quantitativer und selektiver Nachweis niedriger PAK-Konzentrationen mittels Thermogravimetrie. *Aqua & Gas* 1/2017: 32–37
- [18] Meckes, J.; Metzger, S.; Kapp, H. (2014): Untersuchung zum Spurenstoffbindungsverhalten von Pulveraktivkohle unter anaeroben Bedingungen. Rapport final
- [19] VSA (2017): Recommandation «Définition et standardisation d'indicateurs pour les procédés d'élimination des composés traces organiques dans les STEP»
- [20] Metzger, S. et al. (2015): Status quo der Erweiterung von Kläranlagen um eine Stufe zur gezielten Spurenstoffelimination. *wwt Modernisierungsreport 2015/2016*, p. 14–19
- [21] Zöllig, H. et al. (2017): PAK-Stufe ARA Herisau. Erste grosstechnische Umsetzung einer PAK-Stufe in der Schweiz – Erfahrungen nach einem Jahr. *Aqua & Gas*, 1/2017: 14–23
- [22] Böhler, M. et al. (2012): Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels PAK in einem Actiflo®Carb und durch Ozon auf der ARA Schönau, Cham (GVRZ). *Projet de promotion des technologies de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)*. Berne, éditeur: Alpha Umwelttechnik AG, Nidau
- [23] Löwenberg, J. et al. (2016): Forschungsprojekt «Aktifilt: Elimination von Mikroverunreinigungen mittels PAK-Dosierung im Zulauf der Raumfiltration. *Aqua & Gas* 1/2016: 36–43
- [24] Margot, J. et al. (2011): Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne
- [25] Löwenberg, J. et al. (2014): PAK/UF-Verfahrenskombinationen im Vergleich – Membranbetrieb und Entfernungsleistung. *Aqua & Gas* 1/2014: 30–34
- [26] Herbst, H.; Baumgartner, S.; Valperz, A. (2016): Membrantechnik und Mikroschadstoffelimination am Beispiel der Kläranlage Neuss Ost. *Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern*. 19. und 20. September 2016, Düsseldorf
- [27] Bonvin, F. et al. (2016): Super-fine powdered activated carbon (SPAC) for efficient removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent. *Water Research* 90: 90–99
- [28] Obrecht, J. et al. (2015): PAK-Dosierung ins Belebungsverfahren – Alternative zur nachgeschalteten Pulveraktivkohleadsorption. *Aqua & Gas* 2/2015: 20–32
- [29] Fuchsmann, T.; Lehky, M. (2014): Traitement des micropolluants par dosage de CAP dans la boue activée d'un MBR. Rapport final sur les essais pilotes à la STEP du Locle, décembre 2014
- [30] Schlussbericht PAK & Flotation (2016): Abwasserbehandlung mit einer Verfahrenskombination aus Pulveraktivkohleadsorption und nachgeschalteter Flotation zur verbesserten Abtrennung von Mikroverunreinigungen. N° de contrat: UTF 399.33.11/2006-02423/343/03 - K452-1692
- [31] Horisberger M. et al. (2017): Essais-pilotes STEP de Penthas – Traitement des micropolluants par charbon actif en micrograins
- [32] Benstöm, F.; Mousel, D.; Pinnekamp, J. (2015): Abrasion of granular activated carbon used for elimination of micropollutants in municipal wastewater treatment. 9<sup>th</sup> micropoll and ecocahard
- [33] Benstöm, F. et al. (2016): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Ein Review halb- und grosstechnischer Untersuchungen – Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)* 3/2016: 187–192
- [34] Benstöm, F. et al. (2016): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Ein Review halb- und grosstechnischer Untersuchungen – Teil 2: Methoden, Ergebnisse und Ausblick. *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)* 4/2016: 276–289
- [35] Joss, A. et al. (2017): Élimination des composés traces par filtration au charbon actif en grains (CAG): études menées à l'échelle industrielle dans la STEP de Bülach-Furt. *Rapport intermédiaire, version courte*. Dübendorf, janvier 2017
- [36] Böhler, M. et al. (2012): Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der ARA Neugut. *Bericht der Eawag, Dübendorf*
- [37] Falas, P. et al. (2016): Tracing the limits of organic micropollutant removal in biological wastewater treatment. *Water Research* 95: 240–249
- [38] Zimmermann-Steffens, S.; von Gunten, U.; Thonney, D. (2013): Einsatz von Ferrat und Ozon zur Behandlung kommunalen Abwassers im Pilotmassstab. *Schlussbericht zu den Pilotversuchen an der ARA Aviron in Vevey, Lausanne*