

# Charbon actif en poudre: procédés de traitement et de séparation



*La principale fonction des procédés de séparation du charbon actif en poudre est une rétention la plus complète possible du charbon actif. Ce rapport fournit un aperçu détaillé des différents procédés pouvant être utilisés. Il présente les procédés qui sont adéquats selon l'état des connaissances actuelles et ceux pour lesquels des connaissances et expériences complémentaires seront nécessaires. Le rapport s'adresse aux personnes impliquées dans un projet de mise en œuvre pour l'élimination des micropolluants dans une station d'épuration communale.*

## Mentions légales

### **Rédaction**

P. Wunderlin, A. Meier, J. Grelot (VSA)

### **Suivi technique**

M. Thomann (Holinger AG, responsable de projet), C. Abegglen (ERZ, VSA), M. Baggenstos (anciennement Wabag AG, désormais Hunziker Betatech AG), B. Bangerter (STEP du Lac de Thoune), H. Bleny (OFEV), M. Böhler (Eawag), R. Frei (ProRhen), M. Sommer (canton de Bâle-Ville), D. Thonney (SIGE), T. Wintgens (FHNW)

*La présente publication a été élaborée avec le plus grand soin et en toute bonne foi. Cependant, nous ne pouvons offrir aucune garantie concernant l'intégralité, l'exactitude et l'actualité du contenu. Toute prétention en responsabilité envers le VSA pour dommages matériels ou immatériels consécutifs à l'utilisation de la présente publication est exclue.*

**Photo de couverture: étape de traitement au CAP, STEP de Thunersee, Michael Rindlisbacher**

# Sommaire

MENTIONS LEGALES.....	2
SOMMAIRE.....	3
RESUME.....	7
1 INTRODUCTION .....	8
1.1 Situation initiale: présence de micropolluants dans les eaux.....	8
1.2 Bases légales .....	8
1.3 Structure du rapport .....	9
2 PRINCIPALES FONCTIONS DES PROCEDES VISANT A RETENIR LE CAP .....	11
2.1 Facteurs influençant l'efficacité de séparation du charbon actif.....	11
2.2 Détermination de la concentration de CA dans l'effluent de l'étape MP .....	12
3 TRAITEMENT BIOLOGIQUE .....	14
4 ÉTAPE DE TRAITEMENT AU CAP .....	15
4.1 Principale fonction de l'étape CAP .....	16
4.1.1 Élimination des micropolluants .....	16
4.2 Effets supplémentaires de l'étape CAP .....	18
4.2.1 Élimination du carbone organique dissous (COD, COT, DCO, DBO <sub>5</sub> ).....	18
4.2.2 Élimination du phosphore.....	18
4.2.3 Élimination des composés azotés (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	19
4.2.4 Élimination des MES (matières en suspension; y compris turbidité).....	19
4.2.5 Réduction du nombre de bactéries.....	19
4.2.6 Décoloration .....	19
4.2.7 Élimination des odeurs .....	19
4.3 Autres aspects.....	20
4.3.1 Coûts d'investissement et d'exploitation.....	20
4.3.2 Consommation de ressources.....	20
4.3.3 Interfaces avec la station d'épuration existante .....	21
4.3.4 Influence sur le traitement des boues .....	22
4.3.5 Aspects liés à la sécurité .....	22
4.3.6 Implémentation dans l'installation existante .....	22
4.3.7 Extensibilité .....	22
5 APERÇU DES PROCEDES ET CHOIX DU PROCEDE APPROPRIE DE SEPARATION DU CAP .....	23
5.1 Variantes de base des procédés.....	23
5.2 Procédés de séparation du CAP actuellement disponibles .....	24
5.3 Comparaison des procédés selon leur fonction principale (séparation du CAP) .....	26
A RETENTION DU CAP PAR SEPARATION PREALABLE ET FILTRATION .....	27
6 ÉTAPE CAP « EN AVAL » AVEC SEPARATION PREALABLE ET FILTRATION .....	27
6.1 Introduction .....	28
6.2 Séparation préalable du CAP: description des procédés.....	28
6.2.1 Sédimentation .....	28
6.2.2 Décantation lamellaire.....	29
6.2.3 Flottation.....	30
6.3 Filtration: description des procédés.....	31

6.3.1	Filtre à sable .....	31
6.3.2	Filtre à toile.....	33
6.4	Applications actuelles .....	33
6.4.1	Sédimentation et filtration sur sable .....	33
6.4.2	Sédimentation lamellaire et filtration sur sable .....	34
6.4.3	Séparation préalable et filtration sur toile.....	34
6.5	Principales exigences.....	34
6.5.1	Élimination des micropolluants .....	34
6.5.2	Rétention du charbon actif en poudre .....	36
6.6	Effets supplémentaires.....	36
6.6.1	Paramètres organiques (COD / DCO).....	36
6.6.2	Nutriments (azote et phosphore) .....	37
6.6.3	Matières en suspension (MES) et turbidité .....	37
6.6.4	Réduction du nombre de germes.....	38
6.6.5	Décoloration .....	38
6.6.6	Élimination des odeurs .....	38
6.7	Autres aspects.....	38
6.7.1	Coûts d'investissement et d'exploitation.....	38
6.7.2	Consommation de ressources.....	39
6.7.3	Interfaces avec le traitement précédent.....	39
6.7.4	Influence sur le traitement des boues .....	40
6.7.5	Aspects liés à la sécurité .....	40
6.7.6	Implémentation dans des installations existantes .....	40
6.7.7	Extensibilité .....	40
6.7.8	Questions en suspens.....	40

## **7 DOSAGE DE CAP DANS LA BIOLOGIE AVEC DECANTATION SECONDAIRE EXISTANTE ET FILTRATION..... 41**

7.1	Introduction .....	42
7.2	Description du procédé.....	42
7.3	Applications actuelles .....	43
7.4	Principales exigences.....	43
7.4.1	Élimination des micropolluants .....	43
7.4.2	Principale exigence attendue de l'étape de séparation: rétention du charbon actif en poudre .....	44
7.5	Effets supplémentaires du procédé.....	44
7.5.1	Paramètres organiques (COD / DCO).....	44
7.5.2	Nutriments (azote et phosphore) .....	44
7.5.3	Matières en suspension (MES) et turbidité .....	44
7.5.4	Réduction du nombre de germes.....	44
7.5.5	Décoloration .....	45
7.5.6	Élimination des odeurs .....	45
7.6	Autres aspects.....	45
7.6.1	Coûts d'investissement et d'exploitation.....	45
7.6.2	Consommation de ressources.....	45
7.6.3	Interfaces avec le traitement précédent.....	45
7.6.4	Influence sur le traitement des boues .....	46
7.6.5	Aspects liés à la sécurité .....	47
7.6.6	Implémentation dans l'installation existante .....	47
7.6.7	Extensibilité .....	47
7.6.8	Questions en suspens.....	47

## **B RETENTION DU CAP PAR FILTRATION SANS SEPARATION PREALABLE..... 48**

<b>8</b>	<b>DOSAGE DE CAP AVANT UN FILTRE A SABLE (SANS REINTRODUCTION DANS LE REACTEUR DE CONTACT)</b> .....	<b>48</b>
8.1	Introduction .....	49
8.2	Description du procédé.....	49
8.3	Applications actuelles .....	50
8.4	Principales exigences.....	51
8.4.1	Élimination des micropolluants .....	51
8.4.2	Principale exigence attendue d'un filtre à sable: rétention du charbon actif en poudre.....	51
8.5	Effets supplémentaires d'un filtre à sable.....	52
8.5.1	Paramètres organiques (COD / DCO).....	52
8.5.2	Nutriments (azote et phosphore) .....	52
8.5.3	Matières en suspension (MES) et turbidité .....	52
8.5.4	Réduction du nombre de germes.....	52
8.5.5	Décoloration .....	52
8.5.6	Élimination des odeurs .....	52
8.6	Autres aspects.....	52
8.6.1	Coûts d'investissement et d'exploitation.....	52
8.6.2	Consommation de ressources.....	53
8.6.3	Interfaces avec le traitement précédent.....	53
8.6.4	Influence sur le traitement des boues .....	53
8.6.5	Aspects liés à la sécurité .....	53
8.6.6	Implémentation dans l'installation existante .....	53
8.6.7	Extensibilité .....	53
<b>9</b>	<b>DOSAGE DE CAP AVANT LA FILTRATION MEMBRANAIRE « EN AVAL » (AVEC OU SANS REINTRODUCTION DANS LE REACTEUR DE CONTACT)</b> .....	<b>54</b>
9.1	Introduction .....	55
9.2	Description du procédé.....	55
9.3	Applications actuelles .....	57
9.4	Principales exigences.....	58
9.4.1	Élimination des micropolluants .....	58
9.4.2	Principale exigence attendue d'une membrane d'ultrafiltration: rétention du charbon actif en poudre .....	58
9.5	Effets supplémentaires d'une membrane d'ultrafiltration .....	58
9.5.1	Paramètres organiques (COD / DCO).....	58
9.5.2	Nutriments (azote et phosphore) .....	58
9.5.3	Matières en suspension (MES) et turbidité .....	58
9.5.4	Réduction du nombre de germes.....	59
9.5.5	Décoloration .....	59
9.5.6	Élimination des odeurs .....	59
9.6	Autres aspects.....	59
9.6.1	Coûts d'investissement et d'exploitation.....	59
9.6.2	Consommation de ressources.....	59
9.6.3	Interfaces avec le traitement précédent.....	59
9.6.4	Influence sur le traitement des boues .....	60
9.6.5	Aspects liés à la sécurité .....	60
9.6.6	Implémentation dans l'installation existante .....	60
9.6.7	Extensibilité .....	60
9.6.8	Divers .....	60
<b>10</b>	<b>DOSAGE DIRECT DE CAP DANS LA BIOLOGIE MEMBRANAIRE</b> .....	<b>61</b>
10.1	Introduction .....	62

10.2	Description du procédé.....	62
10.3	Applications actuelles .....	63
10.4	Principales exigences.....	63
10.4.1	Élimination des micropolluants .....	63
10.4.2	Principale exigence attendue d'une filtration membranaire: rétention du charbon actif en poudre .....	63
10.5	Effets supplémentaires d'une filtration membranaire.....	63
10.5.1	Paramètres organiques (COD / DCO).....	63
10.5.2	Nutriments (azote et phosphore) .....	63
10.5.3	Matières en suspension (MES) et turbidité .....	64
10.5.4	Réduction du nombre de germes.....	64
10.5.5	Décoloration .....	64
10.5.6	Élimination des odeurs .....	64
10.6	Autres aspects.....	64
10.6.1	Coûts d'investissement et d'exploitation.....	64
10.6.2	Consommation de ressources.....	64
10.6.3	Interfaces avec le traitement précédent.....	65
10.6.4	Influence sur le traitement des boues .....	65
10.6.5	Aspects liés à la sécurité .....	65
10.6.6	Implémentation dans l'installation existante .....	65
10.6.7	Extensibilité .....	65
10.6.8	Divers .....	65
11	<b>AUTRES PROCÉDES PERMETTANT DE SEPARER LE CAP .....</b>	<b>66</b>
11.1	Filtres Fuzzy .....	66
11.2	Filtres à bougies .....	66
11.3	Biofiltres.....	66
	<b>LISTE DES OUVRAGES DE REFERENCE.....</b>	<b>68</b>

## Résumé

Le traitement des eaux usées communales avec du charbon actif permet d'éliminer un large spectre de carbones organiques (COD) et composés traces organiques (micropolluants) tout en améliorant la qualité des eaux usées de manière significative. Après le traitement, le charbon actif ajouté aux eaux usées doit être séparé le plus complètement possible des eaux épurées (= principale fonction des procédés de séparation).

Ce rapport s'adresse aux personnes impliquées dans un projet visant à éliminer les micropolluants dans une station d'épuration communale, telles que les planificateurs et les exploitants de stations d'épuration, et doit apporter une aide pratique lors du choix du procédé et de l'élaboration de l'avant-projet puis du projet de construction. Le présent rapport fournit une vue d'ensemble des connaissances actuelles. Ce document est conçu de manière modulaire et non définitive car les connaissances et expériences relatives à certains procédés de séparation sont limitées - et que des connaissances complémentaires comme d'autres procédés peuvent s'ajouter dans le futur. De cette façon, le rapport peut être lu par chapitre et d'éventuels ajouts pourront être effectués par la suite.

Le présent rapport aborde de manière détaillée les procédés de séparation suivants: filtre à sable avec ou sans séparation préalable, filtre sur toile avec séparation préalable et procédés à membranes. D'autres procédés, tels que les filtres Fuzzy et les filtres à bougies, sont décrits de manière plus succincte, notamment en raison du manque d'expérience. Les procédés de séparation ne peuvent pas être considérés sans tenir compte des étapes de traitement précédentes. C'est pourquoi les aspects importants du traitement biologique et du procédé de traitement au charbon actif en poudre (CAP) sont également abordés.

L'état actuel des connaissances et les informations relatives aux différents procédés peuvent être résumés comme suit (des informations détaillées et les références bibliographiques peuvent être trouvées dans les chapitres correspondants):

**Traitement au CAP placé après le traitement biologique avec séparation préalable et filtration:** la sédimentation suivie d'une filtration sur sable est un procédé de séparation ayant fait ses preuves. Une étape CAP placée après le traitement biologique avec sédimentation et filtration (procédé « Ulm ») ou filtration sur toile retient plus de 99% du CAP dosé.

**Dosage direct de CAP dans la biologie avec décantation secondaire et filtration sur sable:** lors du dosage direct dans la biologie, la rétention du CAP est favorisée par son intégration dans les floccs. Une étape de polishing (filtration) est toutefois nécessaire pour minimiser les pertes de CAP.

**Dosage de CAP avant un filtre à sable:** lors du dosage de CAP avant un filtre à sable, le taux moyen de rétention du CAP a été évalué à plus de 99%. Le dosage de CAP avant un filtre à sable est une solution relativement simple à mettre en œuvre du point de vue technique. Dans ce cas, la filtration agit à la fois comme réacteur de contact et procédé de séparation (une sédimentation intermédiaire n'est pas nécessaire).

**Filtration sur membrane:** lors du dosage avant une filtration sur membrane ou dans une biologie membranaire, le CAP est complètement retenu par l'ultrafiltration. Mais il est malgré tout recommandé de surveiller la qualité des effluents, car une rupture de la membrane ou une fuite pourrait entraîner une perte de CAP.

# 1 Introduction

## 1.1 Situation initiale: présence de micropolluants dans les eaux

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 (MP). Elles peuvent avoir des effets préjudiciables sur la vie aquatique même en faible concentration. Outre les sources diffuses, les stations d'épuration des eaux usées (STEP) communales constituent la principale voie d'apport continue de composés traces (Abegglen et Siegrist, 2012). Selon le projet « Stratégie Micropoll » de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) l'apport de MP issus de STEP communales peut être réduit de manière significative grâce à des mesures techniques.

La nouvelle loi sur la protection des eaux (LEaux) et la nouvelle ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) sont entrées en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 2016. Les bases légales sont créées pour intégrer une étape de traitement supplémentaire dans certaines stations d'épuration en Suisse. Les critères permettant de sélectionner les STEP concernées poursuivent trois objectifs fixés par l'OEaux:

- Protéger la faune et la flore aquatiques
- Garantir la qualité des ressources en eau potable
- Réduire les quantités de micropolluants déversées vers les pays voisins. En tant que pays en « amont », la Suisse assume une responsabilité particulière envers les pays situés en aval.

Les mesures techniques visant à éliminer les MP dans les STEP abordées dans ce rapport sont donc considérées comme faisant partie d'une stratégie globale. Outre la source ponctuelle que constituent les STEP, des sources diffuses, notamment l'agriculture, représentent des apports considérables de MP (notamment de pesticides) dans les eaux usées (Braun et al., 2015). Les risques générés doivent être réduits de manière significative dans le cadre du plan d'action Produits phytosanitaires (DEFR, 2016).

## 1.2 Bases légales

La détermination des STEP devant prendre des mesures pour éliminer les composés traces organiques s'effectue dans le cadre de la planification cantonale et prend en compte les critères conformément à l'annexe 3.1 de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Mais le choix du procédé revient à l'exploitant en étroite collaboration avec le bureau de planification, ainsi qu'en concertation avec les autorités cantonales. Pour avoir droit à une indemnisation, les principes légaux suivants doivent être pris en compte lors du choix du procédé (Figure 1; article 63 LEaux; voir également Dominguez et al., 2016a):

- Planification adéquate
- Protection efficace des eaux
- État de la technique
- Caractère économique

Une approche systématique est donc nécessaire (à savoir définition de l'objectif, développement ultérieur et évaluation des différentes solutions) en tenant compte des contraintes pertinentes (telles que la composition des eaux usées ou l'infrastructure existante). De plus, les mesures ne doivent pas conduire à une dégradation de l'état actuel des eaux (p. ex. pas de formation excessive de sous-produits d'oxydation indésirables, ni de pertes excessives de charbon actif). De

plus, les objectifs visés - à savoir un taux d'épuration de 80% pour les composés traces organiques par rapport aux eaux usées brutes (OEaux, annexe 3.1., ch. 2, al. 8) - doivent être atteints avec la mesure la plus économique.

Tableau 1. Explication des bases légales selon l'article 63 LEaux: planification adéquate, protection efficace des eaux, état de la technique, caractère économique (source: Dominguez et al., 2016).

Conditions générales	Commentaires
Planification adéquate	<p>Par planification adéquate, on entend une approche systématique, ciblée sur les eaux et leur bassin versant, qui examine et met en balance les différentes ébauches de solution et les différents objectifs. Font notamment partie des objectifs les aspects relatifs à la protection des eaux (p. ex. éviter les apports de substance dans les ressources en eau potable), mais aussi les aspects relatifs à l'exploitation et les aspects économiques.</p> <p>Une planification adéquate comprend notamment l'examen de mesures à la source au niveau des entreprises industrielles et artisanales qui produisent beaucoup d'eaux usées, en particulier si celles-ci ont des effets nuisibles sur l'exploitation de la STEP centrale qui est tenue de prendre des mesures.</p>
Protection efficace des eaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Une protection efficace des eaux signifie que la mesure permet d'améliorer leur état. Les mesures qui entraînent des détériorations ne correspondent pas à une protection efficace des eaux. Il y a détérioration lorsqu'il y a par exemple une formation excessive de produits de dégradation problématiques (forte formation de bromates ou de nitrosamines p. ex.) ou un apport supplémentaire de matières solides (dû à la perte de CAP p. ex.).</li> <li>• Afin de garantir une protection efficace des eaux, il faut prendre en compte et de manière approfondie les contraintes. Il convient notamment de vérifier si le traitement choisi est approprié à la situation particulière (composition des eaux usées, proportion d'eaux claires parasites, etc.). De plus, la mesure doit être coordonnée avec d'autres secteurs de la gestion des eaux concernés (p. ex. l'approvisionnement en eau potable).</li> </ul>
État de la technique	<p>Le traitement choisi, les éléments de construction et les installations de la mesure prévue doivent correspondre à l'état de la technique. Le rendement d'épuration atteignable doit avoir été testé avec succès à l'échelle industrielle et être garanti par le fabricant ou le fournisseur.</p>
Caractère économique	<p>Sur le plan économique, il convient surtout de choisir la mesure la plus économique possible pour atteindre l'objectif fixé et de s'assurer qu'elle sera réalisée aux meilleurs coûts.</p> <p>Le premier critère est rempli lorsque la mesure a été jugée économique dans le cadre de la planification cantonale ou considérée économique par le canton au cours d'investigations préalables au projet de construction (lors de l'examen de l'avant-projet, p. ex.).</p> <p>Le deuxième critère est rempli lorsque la réalisation de la mesure respecte les prescriptions sur les marchés publics (RS 172.056.1 et RS 172.056.11).</p>

### 1.3 Structure du rapport

Le présent rapport fournit un aperçu des connaissances actuelles sur les étapes de traitement pouvant être réalisées pour retenir le charbon actif en poudre (CAP). Le procédé de séparation du CAP ne peut toutefois pas être considérée indépendamment des étapes de traitement précédentes - biologie et traitement des micropolluants (réacteur de contact). C'est pourquoi ces étapes de traitement seront également abordées, ainsi que les interfaces avec l'étape de séparation au CAP (voir la structure du rapport dans Figure 1).

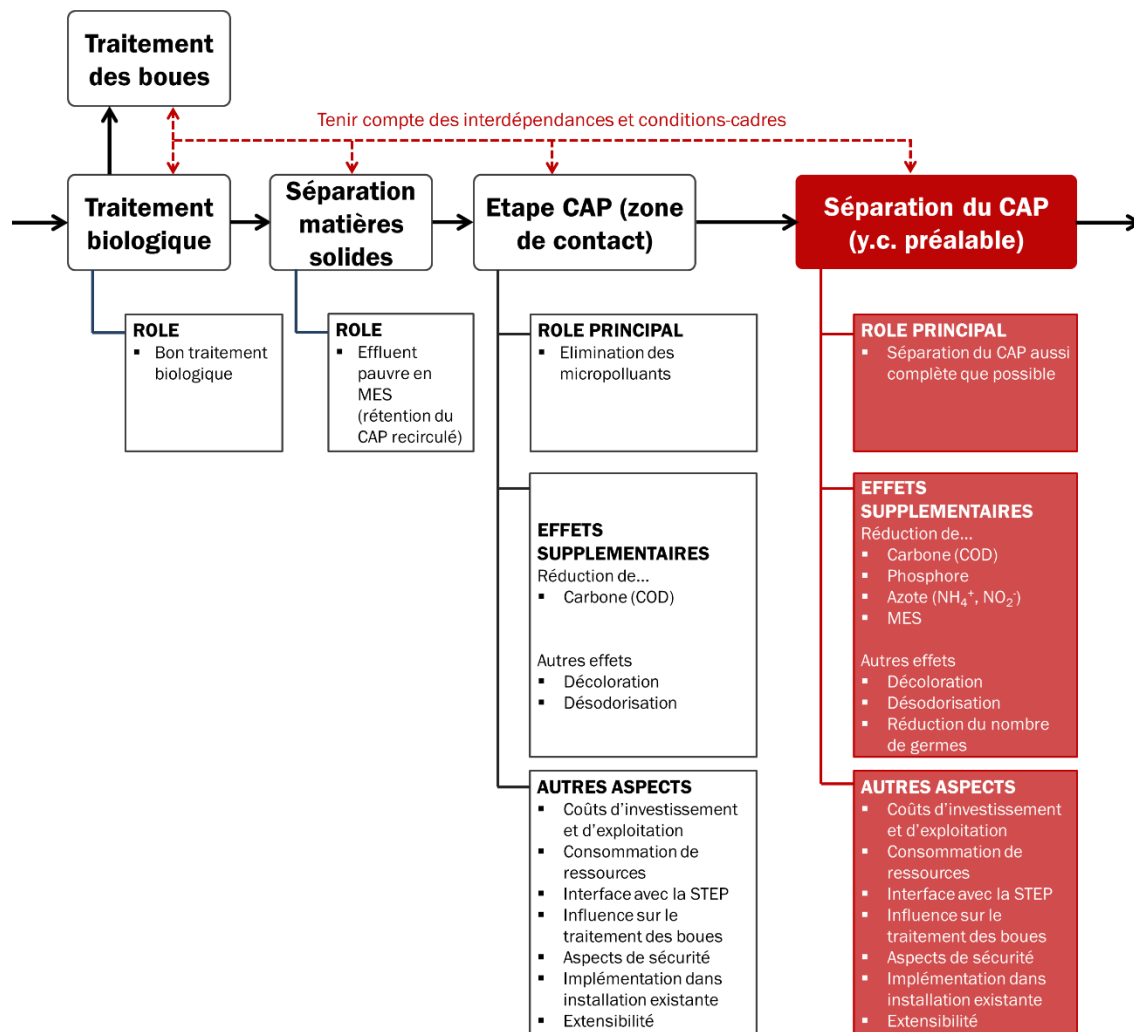


Figure 1. Structure du présent rapport - La séparation du CA est influencée par les étapes de traitement précédentes et les influence à son tour. Il est donc nécessaire de distinguer les fonctions principales des effets supplémentaires. Les procédés sont décrits à l'aide d'« autres aspects » afin de permettre une évaluation approfondie et une comparaison. Le chapitre 5 donne un aperçu des procédés.

Ce rapport s'adresse aux personnes impliquées dans un projet MP, telles que les planificateurs et les exploitants de stations d'épuration, et doit apporter une aide pratique lors du choix du procédé (dans le cadre d'une étude de variantes) ainsi que lors de l'élaboration d'avant-projets et de projets de construction.

La première partie du présent rapport parle du traitement biologique (chap. 3) ainsi que de généralités concernant l'étape spécifique au CAP (étape principale du traitement - chap. 4). La deuxième partie (chap. 6-11) aborde dans le détail les différents procédés de traitement au CAP et leurs étapes de séparation, à savoir:

- Traitement au CAP placé après la biologie avec séparation préalable et filtration (chap. 6)
- Dosage de CAP dans la biologie avec décantation existante et filtration (chap. 7)
- Dosage de CAP avant la filtration sur sable (chap. 8)
- Dosage de CAP avant la filtration membranaire (chap. 9)
- Dosage de CAP dans la biologie membranaire (chap. 10)
- Autres procédés de séparation du CAP (chap. 11)

## 2 Principales fonctions des procédés visant à retenir le CAP

Le charbon actif (CA) peut être utilisé sous forme de charbon actif en poudre (CAP) ou de charbon actif en grain (CAG). Dans un procédé de traitement au CAP, du charbon actif en poudre est ajouté aux eaux usées, afin que les composés traces organiques s'y adsorbent. Dans un procédé de traitement au CAG, les eaux usées traversent un lit de charbon actif en grain. Une séparation aussi complète que possible même des plus fines particules de CA doit être effectuée, avant que les eaux épurées ne soient rejetées dans le cours d'eau récepteur. Cela est nécessaire pour respecter l'interdiction de polluer et le taux d'épuration requis (si les MP adsorbés sont rejetés dans les eaux via les pertes de charbon actif, cela diminue légèrement le taux d'épuration). La principale exigence envers l'étape de séparation du CAP est donc une rétention la plus complète possible des particules de charbon.

### 2.1 Facteurs influençant l'efficacité de séparation du charbon actif

#### Distribution granulométrique:

Le CAP est une fine poudre ayant une distribution granulométrique caractéristique. Cela a une influence sur l'efficacité de la séparation. La Figure 2 représente la distribution granulométrique de deux charbons actifs en poudre différents. Les médianes des distributions granulométriques, soit les valeurs  $d_{50}$ , sont quasiment identiques pour les deux CAP (env. 25  $\mu\text{m}$ ). Le charbon actif 1 a toutefois une répartition granulométrique un peu plus large que le charbon actif 2. Le charbon actif 1 est proportionnellement plus gros et peut donc être séparé et retenu plus facilement.

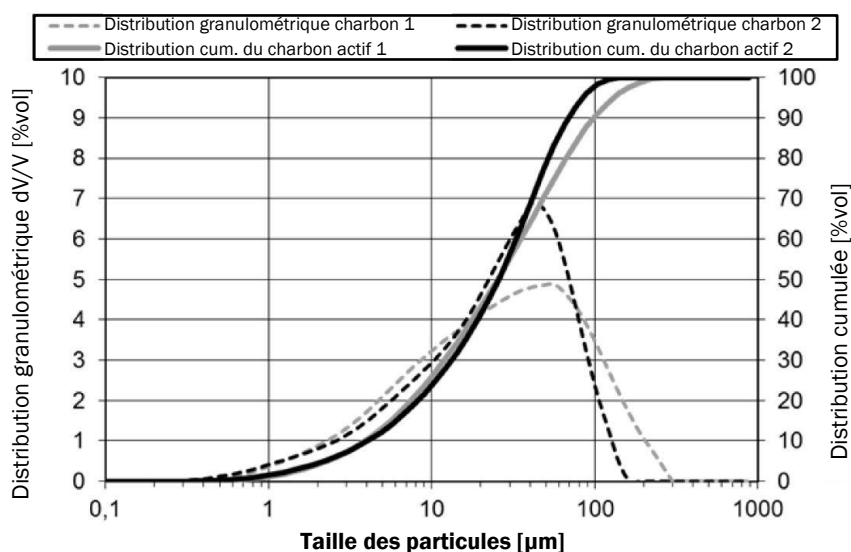


Figure 2. Distribution granulométrique de deux charbons actifs en poudre différents (adapté de MIKROFlock, 2012).

Le charbon actif en grain a, tout comme le charbon actif en poudre, une très grande surface spécifique (800 à 1'200  $\text{m}^2/\text{g}$  de charbon actif), mais les particules sont beaucoup plus grossières. Pour une filtration au CAG, la granulation est sélectionnée dans une plage allant de 0.4 à 2.4 mm (la répartition granulométrique effective dépend du produit choisi). Pour le procédé CAG en lit fluidisé, une granulation plus fine comprise entre 0.2 et 0.9 mm est nécessaire, afin que le CAG puisse être maintenu en suspension.

#### Densité:

Deux densités sont distinguées pour le charbon actif, la densité réelle et la masse volumique apparente:

- La densité proprement dite du charbon actif se situe généralement entre 2'000 et 2'100 kg/m<sup>3</sup>. Elle est déterminée par la matière première du CA et la porosité des particules. Plus la densité ou la masse spécifique du CA est faible, moins le CAP peut être séparé par sédimentation.
- Lors du stockage, une grande partie du charbon actif est toutefois constitué de volume vide entre les particules (volume d'espace intermédiaire). C'est pourquoi la « masse volumique apparente » est moins élevée et se situe entre 200 kg/m<sup>3</sup> et 600 kg/m<sup>3</sup>. La masse volumique apparente est également déterminée par la matière première utilisée pour fabriquer le charbon actif et la granulation (courbe granulométrique).

Toutefois, ce n'est pas la masse volumique apparente qui joue un rôle déterminant dans la séparation, mais la densité des particules mouillées (et éventuellement coagulées).

Une faible masse volumique apparente va de pair avec une expansion importante du lit lors de la filtration au CAG. Ainsi, lorsque les charbons présentent une faible masse volumique apparente et une densité faible, il est possible que les petites particules de CAG flottent.

### **Floculation:**

Pour un traitement au CAP, une séparation efficace est généralement associée à une floculation optimale du CAP. Outre le choix du coagulant adapté (fer ou aluminium) et du floculant (si nécessaire ; polymères cationiques ou anioniques), les éléments suivants jouent un rôle décisif:

- L'ordre du dosage (généralement coagulant avant floculant)
- Le type de dosage (ajout ponctuel ou « réparti »)
- Le mélange (de fortes turbulences lors du brassage peuvent également entraver la floculation)

Les expériences montrent que ces aspects peuvent varier d'une installation à l'autre et doivent donc être observés durant les premiers mois d'exploitation puis être optimisés en conséquence.

En cas de procédé au CAG, aucun dosage de coagulant ou floculant n'est nécessaire. Les fines particules contenues dans le CAG à la suite de sa fabrication ou de sa réactivation doivent être lavées: dans le cas de filtres au CAG, ce nettoyage a lieu avant la mise en service via des rétrolavages du filtre; dans le cas de CAG en lit fluidisé, il a lieu lors du mouillage soit avant le dosage du CAG. Dans le cas des filtres à CAG et avec un rétrolavage adapté, le CAG reste dans le système. Aucune étape de séparation n'est donc nécessaire. L'abrasion engendrée par les rétrolavages est négligeable (Benstöm et al., 2016a et 2016b). En revanche, le procédé CAG en lit fluidisé étant un système ouvert, les pertes de CA doivent être surveillées.

*La principale fonction de l'étape de séparation du CA est de permettre une séparation et une rétention aussi complètes que possible du charbon actif. Il est donc recommandé de déterminer et de surveiller régulièrement la part de CA dans l'effluent en utilisant des procédés de mesure appropriés.*

## **2.2 Détermination de la concentration de CA dans l'effluent de l'étape MP**

La détermination de la part de CA dans l'effluent à l'aide de paramètres « classiques », tels que la turbidité, la concentration en particules ou les matières en suspension (MES) ne peut pas encore être établie de façon satisfaisante (Krahnstöver et al., 2016a et 2016b): il n'y a pas de corrélation suffisante, par exemple, entre la rétention des MES et la rétention du CA. Les mesures des MES, la turbidité ainsi que la concentration en particules dans l'effluent ne permettent pas d'évaluer les pertes de CA. Les données disponibles à ce sujet n'étant pas encore assez nombreuses, d'autres mesures comparatives seront nécessaires.

Un procédé de mesure sélectif (analyse thermogravimétrique) permet de déterminer quantitativement la concentration de CA en sortie (Krahnstöver et al., 2016a et 2016b). Lors de ce procédé de mesure, l'échantillon d'eau usée est concentré sur un filtre à quartz résistant à la température avant d'être soumis à l'analyse thermogravimétrique. L'échantillon est continuellement chauffé. Dans le même temps, la perte de masse est enregistrée. Dans la mesure où les substances contenues dans l'échantillon (matrice, CAP, etc.) présentent un comportement de décomposition thermique différent, les pertes de masse peuvent être attribuées aux différents groupes de substances. De cette manière, la concentration de CA dans l'effluent peut être déterminée jusqu'à la limite de 0.1 mg/l. L'analyse d'un échantillon dure environ 18 heures – 12 heures étant nécessaires pour le séchage du filtre et environ 6 heures pour l'analyse thermogravimétrique. La charge de travail effective pour un échantillon est d'env. 20 minutes (filtration, pesage, évaluation de la mesure; Krahnstöver et al., 2016a).

Les analyses de Krahnstöver et al. (2016a, 2016b) réalisées à l'aide de l'analyse thermogravimétrique ont montré que la rétention de CAP était supérieure à 99% dans les trois installations étudiées (filtration sur sable, flottation + filtration sur sable et sédimentation + flottation). Toutefois, la rétention des MES était nettement moindre, avec un taux d'env. 90%. De plus, il est également apparu que la sédimentation seule ne retient pas suffisamment le CAP; une filtration complémentaire (étape « polishing »; dans ce cas un filtre à sable) est absolument nécessaire.

Dans le cadre d'un projet de la plateforme « Techniques de traitement des micropolluants », les pertes de charbon actif de différents procédés ont été étudiées (à l'échelle pilote, semi-industrielle ou industrielle) à l'aide de l'analyse thermogravimétrique et d'une autre méthode développée par la RWTH Aachen (la méthode du gradient COT). Les résultats ont montré que la rétention du CA de toutes les installations est supérieure à 98% (concentration de CA en sortie généralement sous la limite de détermination de la méthode), à l'exception du dosage de CAP avant un biofiltre (en moyenne 91%) et du procédé CAG en lit fluidisé (en moyenne 97%) (voir Fig. 3). Les résultats montrent qu'aucune étape de séparation n'est en principe nécessaire dans le cas de filtres à CAG. Les pertes de CA devraient toutefois être surveillées avec le procédé CAG en lit fluidisé. Ces résultats sont expliqués en détail dans le rapport de Krahnstöver et Wintgens (2018).

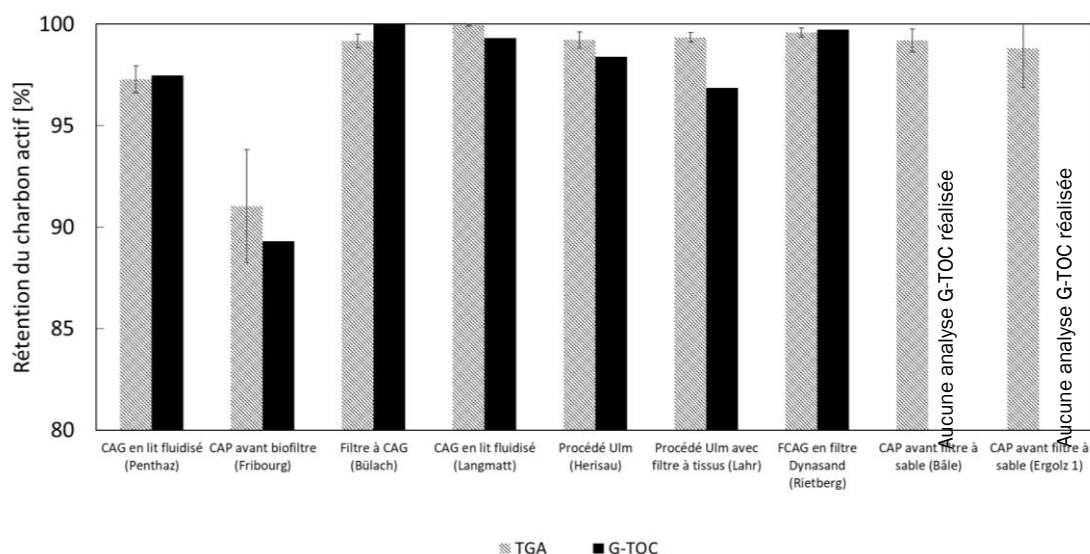


Figure 3. Rétention de charbon actif en [%] de différents procédés de traitement au charbon actif (Krahnstöver et Wintgens, 2018): TGA = analyse thermogravimétrique, G-TOC= méthode du gradient COT, n= nombre d'échantillons.

### 3 Traitement biologique

L'étape de traitement biologique ne suffit pas à éliminer les micropolluants, car elle n'a pas d'efficacité à large spectre (Abegglen et Siegrist, 2012). Certes l'élimination de certaines substances peut être améliorée par une augmentation de l'âge des boues (p. ex. de quelques jours à 15 jours), mais cela ne permet pas de remplacer une étape de traitement des micropolluants. Des études (Falas et al., 2016) ont pu montrer que même une étape biologique avec un âge des boues de 25 jours et un temps de séjour hydraulique d'une journée en conditions aérobies ne permettaient pas d'améliorer réellement l'élimination moyenne des micropolluants. Mais les mêmes analyses ont permis d'observer que certaines substances, telles que le diuron ou le diclofénac, présentaient une élimination nettement supérieure. Cette information est intéressante pour les étapes de séparation biologiquement actives, au cours desquelles certaines substances sont mieux éliminées (par exemple le benzotriazole dans certains filtres à sable). Néanmoins, les procédés « purement » biologiques ne sont pas suffisants pour respecter les exigences légales.

*Un âge des boues plus élevé (nitrification comparée à une installation traitant uniquement le carbone) permet une meilleure élimination des micropolluants ainsi qu'un traitement biologique efficace et stable des eaux usées. Les concentrations de COD plus faibles en sortie impliquent une plus faible concurrence au niveau des sites de fixation sur le charbon actif lors de l'élimination des micropolluants. Mais cela ne permet pas de remplacer une étape de traitement supplémentaire pour éliminer les MP.*

## 4 Étape de traitement au CAP

Lors des procédés au charbon actif, les micropolluants sont adsorbés sur le charbon. La qualité de l'adsorption des différentes substances sur le charbon actif dépend de différents facteurs, tels que:

- les propriétés physicochimiques du charbon actif,
- les propriétés chimiques des micropolluants,
- la concentration en micropolluants et d'autres substances organiques (concurrence),
- la charge de la surface du charbon actif (aussi bien avec les micropolluants retenus, que d'autres substances entrant en concurrence),
- le temps de contact.

Dans ce rapport, seul les traitements au CAP seront abordés, car un procédé au CAG ne requiert en principe pas d'étape de séparation supplémentaire. Différentes techniques de traitement sont possibles pour le CAP. En règle générale, l'étape CAP est placée après le traitement biologique, car les substances organiques (COD) concurrentes sont en plus faibles concentrations (traitement « en aval »). Le charbon peut être dosé avant un filtre à sable (Figure 4; Böhler et al., 2011; Löwenberg et al., 2016) ou une membrane. Le CAP peut également être dosé dans un réacteur de contact séparé, suivi par une sédimentation et une filtration (également connu sous le nom de procédé « Ulm »; Zwickelpflug et al., 2010). La différence essentielle de ces applications réside dans la surface au sol requise. Le charbon chargé peut - facultativement - rester plus longtemps dans le système grâce à une recirculation dans la biologie (procédé en plusieurs étapes) pour atteindre une charge en CAP plus élevée (principe du contre-courant). Le CAP est ainsi exploité de manière optimale et une quantité plus faible de charbon actif est nécessaire pour le même rendement d'élimination.

Une autre technique de traitement est le dosage direct de CAP dans le traitement biologique (biologie à boues activées ou bioréacteur à membrane ; Böhler et al., 2012; Stoll et al., 2015; Rössler et Metzger, 2015; Ribl SA, 2014). Dans ce procédé, la concentration en COD ayant tendance à être plus élevée, le volume de charbon actif consommé est généralement plus important par rapport à un procédé « en aval ».

En règle générale, le CAP chargé est acheminé dans le traitement des boues avec les boues excédentaires de la station d'épuration. Selon l'état actuel des connaissances, le charbon actif n'a pas d'influence négative sur le traitement des boues. De même, aucune redissolution significative des micropolluants fixés n'a lieu pendant le processus de digestion (Meckes et al., 2014; plateforme VSA, 2016a).

Le CAP est livré par camions-silo et stocké dans des silos à la station d'épuration. Lors de la manipulation du charbon actif, il convient de tenir compte des aspects liés à la sécurité (consulter la plateforme du VSA, 2016b).

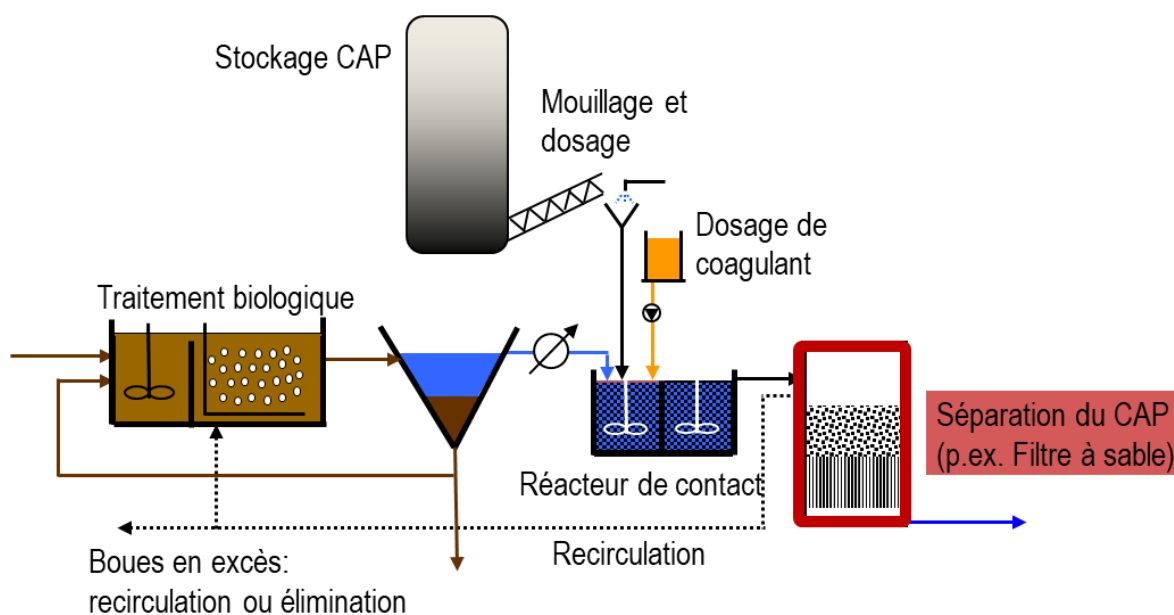


Figure 4. Exemple d'un schéma de flux d'une étape CAP placée « en aval » visant à éliminer les micropolluants (Abegglen et Siegrist, 2012; adapté). Dans cette illustration, un filtre à sable est utilisé pour séparer le CAP.

Pour améliorer le dosage du charbon dans les eaux usées, celui-ci est préalablement mouillé et dosé dans le réacteur de contact sous forme de suspension. Différents systèmes peuvent être utilisés à cet effet. Dans les réalisations à l'échelle industrielle, cette partie de l'installation du CAP a généralement posé des problèmes d'exploitation lors de la mise en service avec des perturbations telles que : des blocages ou des obstructions des soupapes voire des conduites de dosage. Des optimisations ainsi que des adaptations individuelles et ciblées du système permettent de remédier à ces problèmes de fonctionnement. Les expériences d'exploitation montrent que le CAP doit si possible être introduit directement dans le bassin de contact avec une pompe à vide (les contacts de la suspension de CAP avec les bassins de contact, les récipients ou les conduites sont à réduire autant que possible pour diminuer les besoins de nettoyage et les risques de bouchage).

Avec toutes les variantes de procédés au CAP, il convient de veiller à séparer au maximum le CAP des eaux usées épurées. De cette manière, l'apport de charbon actif (chargé en micropolluants) dans les cours d'eau peut être minimisé. Par ailleurs, le taux d'épuration du procédé de traitement diminue avec les pertes de charbon actif. Cela est évité, d'une part, avec une exploitation du système adaptée et, d'autre part, avec une bonne floculation du CAP (ainsi que de ses plus fines particules).

## 4.1 Principale fonction de l'étape CAP

### 4.1.1 Élimination des micropolluants

En principe, un bon traitement biologique des eaux usées et des effluents contenant de faibles concentrations en MES ont une influence positive sur l'élimination des MP par une étape de traitement complémentaire. Pour les procédés au charbon actif, un traitement des effluents de la STEP (procédé « en aval ») est à privilégier, car il en résulte une consommation de CAP plus faible. Mais, selon la taille de l'installation et la technique de procédé utilisée, un dosage direct du CAP dans la biologie peut se révéler être une meilleure solution.

L'évaluation du taux d'épuration des MP s'effectue à l'aide de 12 substances de référence (conformément à l'ordonnance du DETEC), qui sont mesurées périodiquement. Une élimination moyenne de 80% par rapport aux eaux usées brutes doit être respectée. Pour la surveillance quotidienne de l'exploitation, la mesure de l'absorbance UV à 254 nm est idéale (pour de plus amples informations, voir plateforme VSA, 2016c et plateforme VSA, 2018a).

Pour l'élimination des micropolluants à l'aide de CAP, les propriétés et la quantité de charbon actif dosé, ainsi que les propriétés des substances à adsorber revêtent une grande importance. Les essais et les mises en œuvre à l'échelle industrielle réalisés jusqu'ici ont montré qu'un large spectre de micropolluants pouvaient être éliminés avec du charbon actif (>80 à 90%). Mais certaines substances organiques peuvent présenter une faible affinité avec le charbon actif, comme par exemple le candésartan, le sulfaméthoxazole, la primidone, la gabapentine ainsi que les agents de contraste iodés pour les rayons X.

Jusqu'à présent, les prévisions concernant la capacité d'adsorption sur le charbon actif de substances individuelles au moyen de leurs propriétés chimiques (p. ex.  $K_{ow}$ , groupes fonctionnels, etc.) ne sont possibles que de manière très limitée. Il est important de choisir un charbon actif approprié à des eaux usées spécifiques (matrice des eaux usées) à l'aide d'essais par agitation. En effet, les indicateurs utilisés traditionnellement pour le charbon actif sont peu significatifs pour l'élimination des micropolluants. La performance du charbon dépend beaucoup plus de la matrice des eaux usées, du produit de départ utilisé pour fabriquer le charbon actif et du type d'activation. Elle peut être testée pour chaque eau usée spécifique. Le VSA a publié une recommandation pour effectuer ce type de tests. L'article de Meier et Böhler (2019) fournit d'autres informations sur le choix du charbon actif approprié.

Des études menées par l'Eawag (Zwickenpflug et al., 2010) ont montré qu'une adsorption en deux étapes - c'est-à-dire avec une recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique - permet une amélioration du rendement d'élimination (procédé à contre-courant en deux étapes; Figure 5). Les quantités typiques de dosage de CAP, avec un procédé à contre-courant en deux étapes, permettant d'atteindre le rendement d'épuration requis par la loi sont comprises entre 0 à 20 mgCAP/l avec des teneurs en COD de 5 à 10 mgCOD/l.

Il est pertinent d'exprimer le dosage de manière spécifique à la concentration de COD (comme pour le dosage d'ozone), car le COD - particulièrement le COD à faible masse moléculaire - entre en concurrence avec les micropolluants pour les surfaces d'adsorption sur le CA (Jekel, 2016). Dans la pratique, il en résulte généralement des dosages de CAP spécifiques compris entre 1 à 2 mgCAP/mgCOD.

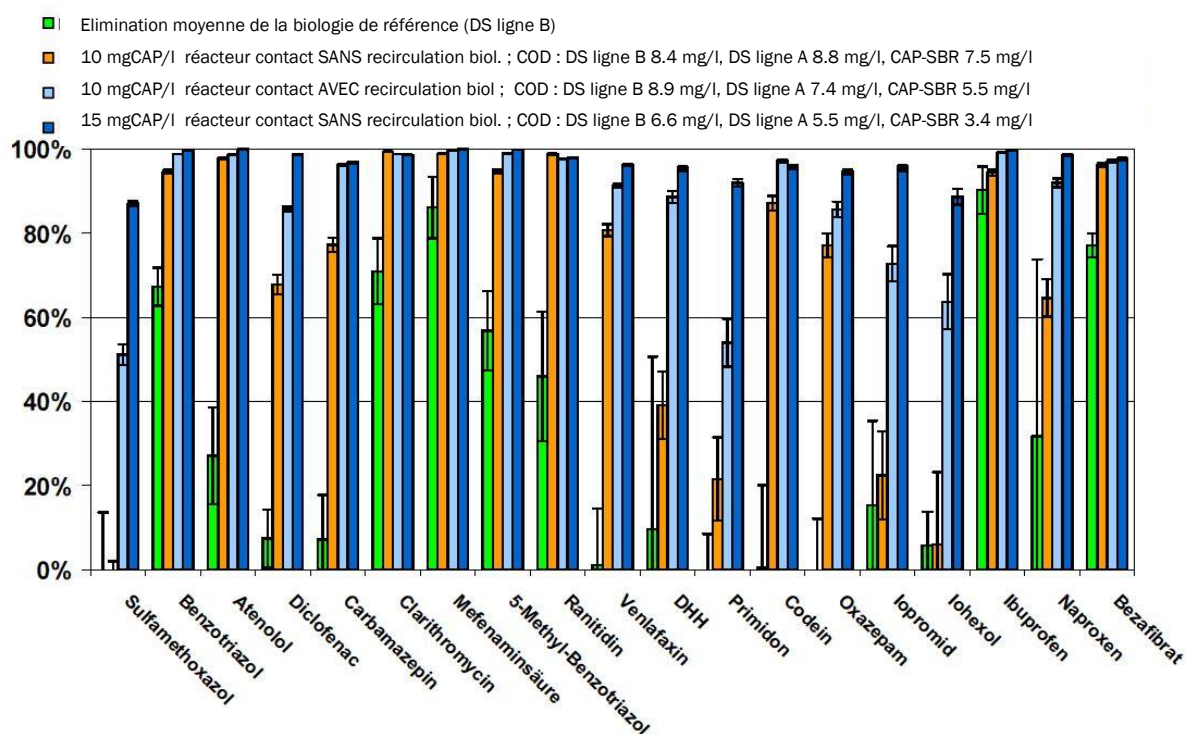


Figure 5. Élimination de différents composés traces sur l'ensemble de la STEP (point de référence: entrée de la station d'épuration) en fonction du dosage de CAP (Zwickenpflug et al., 2010) ; DS = décanteur secondaire

## 4.2 Effets supplémentaires de l'étape CAP

### 4.2.1 Élimination du carbone organique dissous (COD, COT, DCO, DBO<sub>5</sub>)

L'élimination de carbone organique dissous dans des étapes CAP dépend de la conception technique du procédé. En fonction du dosage de CAP, une élimination du COD de 30 à 50% en moyenne peut être obtenue avec un traitement en deux étapes (Böhler et al., 2012). Pour ce faire, les processus suivants jouent un rôle particulier:

- **Adsorption:** lors d'un traitement au CAP, le carbone organique dissous est principalement éliminé des eaux usées par adsorption au CAP. Un dosage plus élevé de CAP conduit donc généralement à une meilleure élimination du COD (Zwickenpflug et al., 2010). À la STEP de Herisau, l'élimination du COD ne dépend toutefois pas de la dose de CAP (influence de l'industrie textile).
- **Précipitation:** l'utilisation de coagulant et de floculant peut entraîner une réduction de la DCO ou du COD et dépend de la dose et du produit utilisé (Zwickenpflug et al., 2010).
- **Dégradation biologique:** l'efficacité de la dégradation biologique du COD dépend de facteurs tels que la composition des eaux usées, l'efficacité du traitement biologique, la conception du bassin de contact ainsi que le temps de séjour du CAP. Même si l'activité biologique peut contribuer à l'élimination du COD, il est difficile de le quantifier.

### 4.2.2 Élimination du phosphore

Le phosphore n'est pas éliminé par des processus d'adsorption, mais l'ajout de coagulant pour la floculation du CAP entraîne une co-précipitation des phosphates. Généralement la floculation du CAP nécessite une quantité de coagulant beaucoup moins importante que la déphosphatation

dans l'étape biologique. C'est pourquoi la précipitation biologique en amont de l'étape MP (précipitation préalable ou simultanée) peut être réduite, mais pas entièrement déplacée dans l'étape MP. Des valeurs empiriques obtenues à la STEP de Herisau ont montré que, grâce à la précipitation en trois points (dans la biologie, dans l'étape CAP et avant le filtre à sable), une quantité de coagulant plus faible est nécessaire pour une même élimination du phosphore. Il est également apparu qu'en cas de dosage trop élevé du coagulant et du floculant dans l'étape MP, les coagulants et floculants flottaient dans le filtre à sable (Zöllig et al., 2017). A la STEP de Thunersee également, des valeurs en phosphore nettement plus faibles sont obtenues à la sortie avec un dosage constant du coagulant (effet de la combinaison de l'élimination biologique du phosphore et du dosage du coagulant pour la floculation du CAP). Si des valeurs de PO<sub>4</sub>-P élevées sont mesurées à l'entrée du filtre, un dosage supplémentaire du coagulant avant le filtre est effectué.

#### **4.2.3 Élimination des composés azotés (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

Le charbon actif n'a aucune influence sur l'élimination des composés azotés, ainsi NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ne sont pas adsorbés sur le CAP. Une éventuelle élimination de ces composants peut donc s'expliquer par une activité biologique et dépend des conditions locales: p. ex. teneur en oxygène, temps de contact, âge des boues de charbon, procédés de séparation, etc.

#### **4.2.4 Élimination des MES (matières en suspension; y compris turbidité)**

La rétention et l'élimination des MES dépend principalement de l'effet filtrant du procédé de séparation. Le charbon actif et les adjuvants (coagulants et floculants) nécessaires à la séparation du CAP sont ajoutés aux eaux à traiter et doivent ensuite être éliminés le plus complètement possible des eaux usées épurées.

Par ailleurs, les matières en suspension sont également éliminées par adsorption sur le CAP, hydrolyse, floculation ou dégradation biologique.

#### **4.2.5 Réduction du nombre de bactéries**

Le dosage de CAP n'a pas d'influence directe sur le nombre de germes.

#### **4.2.6 Décoloration**

Les eaux usées communales épurées ont, dans la mesure où l'influence industrielle est faible, une légère coloration jaune, qui s'explique surtout par les produits de décomposition issus du traitement biologique et par les substances persistantes en entrée (p. ex. couleur jaune de l'urine). Ces colorants s'adsorbant très bien au charbon actif, l'effluent d'une étape CAP est généralement clair. À la STEP de Thunersee, avec le dosage actuel de CAP, la coloration jaune s'est considérablement réduite mais n'a pas totalement disparu. Les premiers résultats obtenus à la STEP de Herisau confirment que les colorants (principalement issus de l'industrie textile dans ce cas) peuvent être éliminés très efficacement des eaux usées (Zöllig et al., 2017).

#### **4.2.7 Élimination des odeurs**

Aucune étude sur l'élimination des odeurs n'a été effectuée. À la STEP de Thunersee et celle de Herisau, la réduction des odeurs n'a pas été étudiée de manière quantitative, mais a été clairement perçue par le personnel d'exploitation.

## 4.3 Autres aspects

### 4.3.1 Coûts d'investissement et d'exploitation

Il est pratiquement impossible de généraliser les coûts spécifiques des procédés de traitement au CAP en raison de la grande diversité des procédés ainsi que des exigences très différentes liées aux ouvrages (taille, conception, équipements) et aux composants du procédé. Les seuls composants identiques sont l'équipement destiné au stockage et au dosage du charbon actif.

Les coûts d'exploitation d'une étape CAP sont dominés par la consommation de charbon actif. Les autres coûts sont l'élimination du charbon actif chargé, les coûts d'électricité, le coagulant et le floculant.

Selon une étude de 2008 (Hunziker), les coûts d'exploitation s'élèvent à env. 7 à 12 CHF/EH/a. La STEP de Herisau arrive à des chiffres similaires (Butz et al., 2018) avec un total d'env. 9 CHF/EH/a pour un dosage de charbon actif moyen de 19 mgCAP/l (ce qui correspond à env. 1.5 à 2 mgCAP/mgCOD).

Lorsqu'un procédé à membranes est envisagé comme étape de séparation, les coûts d'investissement et d'exploitation sont plus élevés qu'avec d'autres procédés de séparation (voir chapitres 9.6.1 et 10.6.1).

A l'avenir, les coûts (d'exploitation) des procédés MP seront systématiquement relevés par la plateforme « Techniques de traitement des micropolluants ». Pour garantir la comparabilité des données, des indicateurs de coûts homogènes ont été définis dans le cadre d'un projet de plateforme (plateforme VSA, 2018c).

### 4.3.2 Consommation de ressources

Les procédés de traitement au CAP nécessitent du charbon actif en poudre, des coagulants, des floculants, de l'électricité et de l'espace. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation de charbon actif en poudre dépend du procédé choisi, de la composition et de la matrice des eaux usées (matières en suspension, COD) et du CAP utilisé. Une évaluation de la consommation de charbon actif en poudre selon le procédé se trouve dans les chapitres portant sur les différents procédés de séparation (chap. 6 à 10). La consommation d'énergie primaire et l'empreinte CO<sub>2</sub> sont étroitement liées à la consommation de CAP, car la fabrication de CAP nécessite beaucoup d'énergie. Le produit de départ utilisé pour fabriquer le charbon (matière première renouvelable ou pas), la part de produit réactivé ainsi que les hypothèses concernant le mix électrique pour l'activation du charbon jouent un grand rôle. Abegglen et Siegrist (2012) ont estimé à 30 kWh/kg CAP les besoins en énergie primaire pour fabriquer du CAP. Ainsi, dans le cas d'un dosage de CAP de 10 mg/l, 0.3 kWh/m<sup>3</sup> d'énergie primaire sont nécessaires (à titre de comparaison: la consommation d'énergie primaire des STEP suisses se situe aujourd'hui à environ 1 kWh/m<sup>3</sup>; Abegglen et Siegrist, 2012). Dans un rapport de la commission d'experts DWA KA-8.6, la consommation d'énergie primaire pour du charbon actif frais a été déterminé lors d'un entretien avec des représentants de l'industrie du charbon actif (groupe de travail DWA KA-8.6, 2016). Il en est ressorti les consommations d'énergie primaire suivantes:
  - 30 à 34 kWh/kg de CAP pour la houille
  - 42 à 51 kWh/kg de CAP pour le lignite
  - 8 à 14 kWh/kg de CAP pour la noix de coco

Ces données sont similaires aux données susmentionnées. Selon ces estimations, les produits réactivés présentent une consommation d'énergie primaire environ 5 fois inférieure. La part de charbon frais/réactivé dans un produit CAP est donc décisive.

- **Coagulant/floculant:** le choix du procédé détermine s'il faut ajouter du coagulant et/ou du floculant et en quelle quantité. Une évaluation quantitative de la consommation de floculant et/ou de coagulant est réalisée dans les chapitres portant sur les différents procédés de séparation (chap. 6 à 10).
- **Électricité:** de manière analogue, la consommation d'électricité dépend fortement du procédé choisi, le procédé de séparation étant le plus influent. Une évaluation quantitative de la consommation d'électricité est réalisée dans les chapitres portant sur les différents procédés de séparation (chap. 6 à 10). La consommation d'électricité pour la fabrication de charbon actif en poudre n'est pas prise en compte.
- **Espace:** l'espace nécessaire dépend du procédé. Les procédés de séparation avec une séparation préalable (p. ex. sédimentation) sont ceux qui ont besoin de plus d'espace. Mais la filtration proprement dite a également une certaine influence sur l'espace nécessaire: p. ex. une filtration sur sable nécessite plus de surface et de volume bâti qu'une filtration sur toile. L'espace requis par les différents procédés de séparation est abordé dans les chapitres 6 à 10.

#### 4.3.3 Interfaces avec la station d'épuration existante

Comme nous l'avons déjà mentionné (chap. 4.1.1), le traitement au CAP est normalement placé après le traitement biologique. L'efficacité du traitement biologique ainsi que l'efficacité de la séparation des matières en suspension, en particulier des boues activées, est donc très importante (influence sur la quantité de charbon devant être dosée, coûts d'exploitation, entretien, etc.)

Dans ce contexte, un paramètre très important est la teneur en carbone organique (COD), qui détermine largement les besoins en CAP: une concentration de COD plus élevée requiert une plus grande quantité de charbon, car le COD entre en concurrence avec les micropolluants pour les surfaces d'adsorption sur le CAP. L'élimination biologique du COD dans le traitement biologique dépend de l'âge des boues et des substances organiques biologiquement réfractaires. Généralement, l'âge des boues est de 10 à 20 jours. En cas de débit d'eaux usées de 200 à 400 l/EH/jour, la concentration en COD à la sortie est généralement comprise entre 5 et 10 mgCOD/l. Si l'âge des boues est moins élevé, les charges en carbone sont dégradées que partiellement et il reste une part dissoute biodégradable. En revanche, si l'âge des boues augmente dans la biologie, la teneur en DCO réfractaire et donc en COD dans les eaux usées épurées augmentent sous l'effet d'une augmentation de la minéralisation de la biomasse.

Pour atteindre le taux d'épuration de 80% (par rapport aux eaux usées brutes) prescrit par la loi, un dosage dans les eaux usées épurées biologiquement de 10 à 20 mgCAP/l est nécessaire. Cela correspond à une dose spécifique d'env. 1 à 3 gCAP/gCOD. Si, optionnellement, le charbon excédentaire du réacteur de contact est recirculé dans la biologie (dosage de CAP en deux étapes), la charge spécifique de CAP peut être augmentée et l'utilisation du charbon actif améliorée (principe de contre-courant). La recirculation du CAP chargé et le dosage direct de CAP dans la biologie impliquent une augmentation des concentrations en matières solides dans la biologie. L'effet sur l'âge des boues aérobies et la nitrification doit être pris en compte (volume suffisant, afin que la nitrification ne soit pas influencée négativement).

#### 4.3.4 Influence sur le traitement des boues

Des essais menés à la station d'épuration de Mannheim (Allemagne) ont révélé que le traitement des boues n'était pas influencé négativement par le CAP (Meckes et al., 2014). Cela signifie que le processus de digestion n'est pas perturbé, qu'il n'y a pas de redissolution significative des micropolluants et que la déshydratation des boues ainsi que la valeur calorifique ne sont pas modifiées significativement. La quantité de boues à éliminer augmente proportionnellement à l'ajout de charbon actif en poudre. Elle peut également s'accroître en raison d'une éventuelle production de boues supplémentaires causée par les produits de précipitation (plateforme VSA, 2016a).

#### 4.3.5 Aspects liés à la sécurité

Lors de la manipulation du charbon actif en poudre, des aspects liés à la sécurité doivent être pris en compte, car l'inhalation de charbon actif en poudre peut affecter la santé et le charbon peut prendre feu en raison d'une mauvaise manipulation. Des explosions de poussière peuvent également survenir lors de la manipulation de CAP. La plateforme « Techniques de traitement des micropolluants » a rédigé une fiche d'information à ce sujet (plateforme VSA, 2016b).

#### 4.3.6 Implémentation dans l'installation existante

Selon le mode opératoire (traitement au CAP après la biologie ou dosage direct de CAP dans la biologie), il résulte des interfaces avec l'installation existante, p. ex. en raison de la recirculation du CAP dans la biologie, l'ajout de coagulant dans l'étape CAP et la réduction de la précipitation simultanée, etc. Le charbon actif en poudre excédentaire est généralement extrait de la biologie avec les boues en excès et acheminé vers le traitement des boues.

En règle générale, une étape CAP peut être facilement intégrée dans l'installation existante, car elle est placée en aval des étapes de traitement existantes ou alors le CAP est directement ajouté au traitement biologique existant. Si une installation de filtration par floculation existe déjà, le bassin de floculation en place peut être utilisé comme réacteur de contact/mélange sous certaines conditions. Si une nouvelle étape de traitement est créée, il convient de veiller à ce qu'elle puisse être intégrée en ne procédant qu'à des adaptations mineures au niveau hydraulique, c'est-à-dire sans station de relevage supplémentaire.

#### 4.3.7 Extensibilité

Une extension de l'étape CAP peut être nécessaire pour diverses raisons: la capacité hydraulique de la STEP est augmentée ou la dose de CAP n'est pas suffisante. Pour augmenter la capacité hydraulique, il convient d'ajouter un réacteur de contact supplémentaire ou une sédimentation, si le temps de séjour est trop court dans le réacteur de contact (ou si la performance de séparation du procédé choisi n'est pas suffisante) et d'augmenter la performance de séparation du CAP.

*Une étape de traitement au charbon actif en poudre élimine efficacement un large spectre de micropolluants. Par ailleurs, le charbon actif peut être dosé dans ou après le traitement biologique. Une étape « en aval » avec recirculation dans la biologie est généralement plus efficace en raison du traitement en deux étapes et plus économique qu'un dosage dans la biologie. Outre l'élimination efficace des MP, d'autres matières organiques sont éliminées et les eaux usées sont (partiellement) décolorées. De la recirculation du charbon chargé dans la biologie et son acheminement dans le traitement des boues résultent des interfaces importantes avec la STEP existante. Ces interfaces doivent être prises en compte dans le dimensionnement et l'exploitation.*

## 5 Aperçu des procédés et choix du procédé approprié de séparation du CAP

### 5.1 Variantes de base des procédés

Selon le procédé choisi (p. ex. CAP dans l'étape de traitement biologique ou CAP avant le filtre à sable), des exigences différentes s'appliquent.

Nous pouvons distinguer les quatre variantes de base suivantes (Figure 6):

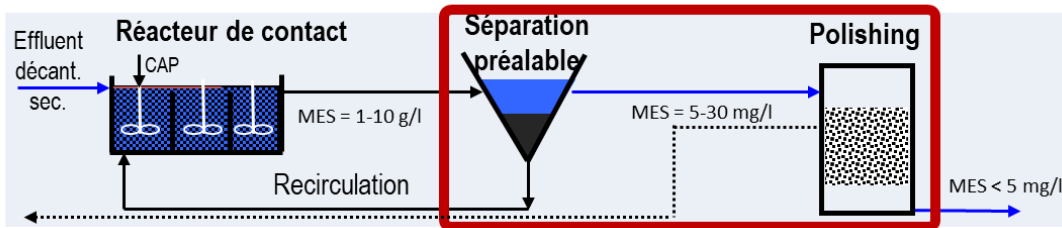
#### **A Étape de séparation du CAP avec séparation préalable et filtration**

- **Étape CAP « en aval » avec séparation préalable et filtration:** après le dosage de CAP, il est séparé des eaux usées épurées lors d'une étape de séparation préalable (p. ex. sédimentation) et réintroduit dans le réacteur de contact. De ce fait, les matières solides sont concentrées dans le réacteur de contact où des teneurs de 1 à 10 g/l sont atteintes. La séparation préalable n'est pas une barrière absolue pour les particules. Généralement, la concentration en MES dans les effluents est de 5 à 30 mg/l. Une étape de « polishing » supplémentaire est nécessaire pour réduire leur teneur à moins de 5 mg/l (le CAP ne représente qu'une part des MES en sortie). Les procédés de séparation préalable sont la sédimentation ou la flottation (chap. 6.2). Différents procédés de filtration sont possibles pour l'étape de polishing (p. ex. filtre à sable ou filtre sur toile; chap. 6.3).
- **Dosage de CAP dans le traitement biologique avec décantation secondaire existante et filtration:** avec cette variante, le CAP est directement dosé dans la biologie et séparé par le procédé de séparation existant (en règle générale un décanteur secondaire). Une étape de « polishing » est également nécessaire avec cette variante, p. ex. sous la forme d'une filtration finale (chap. 7). Ce mode opératoire ainsi que les concentrations de MES en sortie sont comparables avec le procédé décrit plus haut (étape CAP « en aval » avec séparation préalable et filtration).

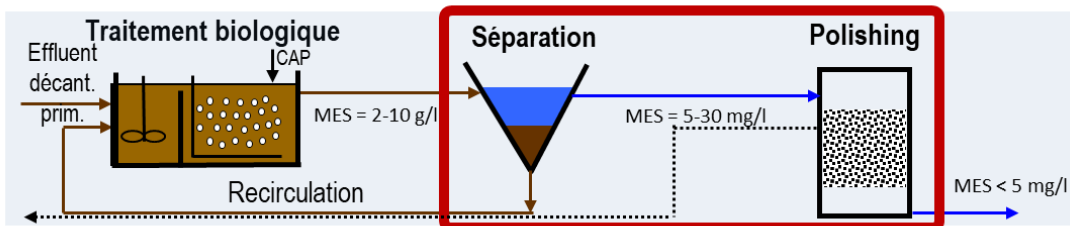
#### **B Étape de séparation au CAP avec filtration sans séparation préalable**

- **Dosage de CAP avant la filtration SANS recirculation interne dans le bassin de contact:** le charbon actif en poudre est dosé dans un réacteur de contact, puis acheminé vers une étape de séparation. Avec cette variante, les matières solides séparées ne sont pas réintroduites dans le réacteur de contact, mais recirculées directement dans l'étape biologique, par exemple. La teneur en MES à l'entrée de l'étape de séparation se situe entre 15 à 50 mg/l. Les procédés de séparation possibles sont par exemple le filtre à sable ou la filtration membranaire (chap. 8 et 9).
- **Dosage de CAP avant la filtration AVEC recirculation interne dans le bassin de contact:** avec ce mode opératoire, le charbon actif est acheminé vers une filtration permettant d'atteindre une concentration en MES inférieure à 5 mg/l en sortie (le CAP ne représente qu'une part des MES en sortie). Le charbon actif séparé est recirculé dans le réacteur de contact pour optimiser son utilisation, afin que la teneur en MES soit de quelques g/l à l'entrée du procédé de séparation. Les différents modes opératoires possibles sont le dosage de CAP avant une filtration membranaire (chap. 9) ou dans la biologie membranaire (MBR; chap. 10).

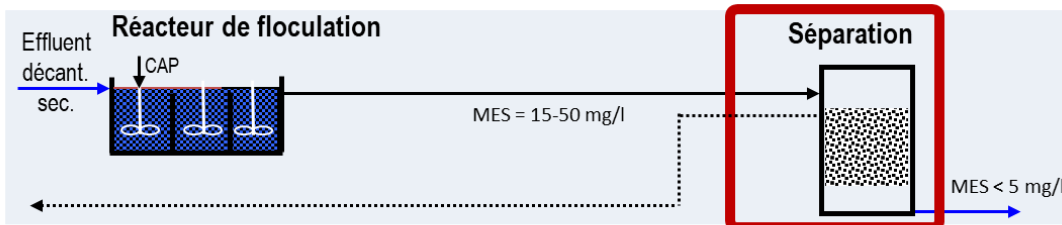
### Etape CAP „en aval“ avec séparation préalable et filtration



### Dosage de CAP dans la biologie



### Dosage de CAP avant filtration SANS recirculation interne



### Dosage de CAP avant filtration AVEC recirculation interne

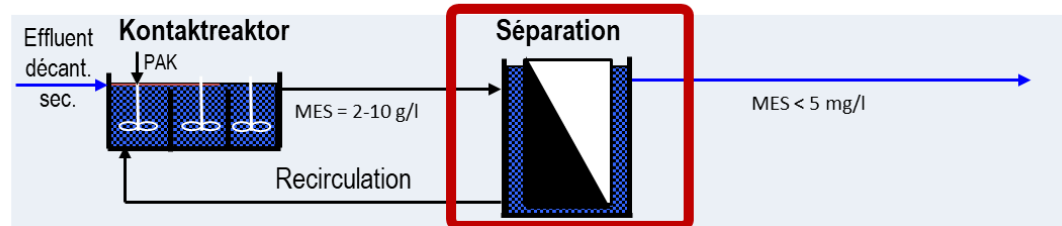


Figure 6. Différents modes opératoires pour une étape CAP visant à éliminer les micropolluants. Les matières en suspension (MES) sont composées ici de CAP, produits de précipitation et boues activées. Les procédés permettant de séparer le CAP (incluant la séparation préalable si disponible) sont entourés en rouge (Abegglen et Siegrist, 2012; adapté).

## 5.2 Procédés de séparation du CAP actuellement disponibles

Ci-après un résumé des principales informations sur les différents procédés de séparation du CAP est présenté. Ces informations peuvent par exemple être utilisées pour choisir le procédé lors des études de variantes. Pour l'élaboration concrète du projet, les différents procédés de séparation du CAP sont décrits de manière détaillée dans les chapitres suivants (chap. 6 à 10).

Dans le cadre du choix du procédé, il convient de respecter les principes suivants, en vertu de l'article 63 LEau (selon Dominguez et al., 2016):

- Approche systématique: vérifier différentes solutions et définir les objectifs
- Prise en compte des conditions-cadres; le procédé est-il adapté à la situation spécifique (p. ex. composition des eaux usées en cas d'ozonation, part d'eaux claires parasites).
- Les procédés considérés et le procédé choisi doivent correspondre à l'état de la technique.
- L'objectif visé doit être atteint avec la mesure la plus économique.

Il n'existe aucune procédure universelle lors du choix du procédé, car chaque projet se différencie des autres. Il faut ainsi trouver la meilleure solution pour chaque STEP. Pour ce faire, il convient de prendre plus particulièrement en compte la situation locale. Les aspects suivants peuvent influencer le procédé de manière décisive (liste non exhaustive) :

- Traitement des eaux usées existant (procédé, capacité, efficacité d'épuration, conditions de rejet, etc.) et intégrabilité de l'étape MP ou du traitement complémentaire.
- Interfaces avec l'installation existante.
- Composition des eaux usées (communales, à composante industrielle, etc.) et évolutions futures dans le bassin versant.
- Utilisation en aval de la STEP.
- Infrastructure existante pouvant être utilisée, espace disponible, etc.
- Exigences supplémentaires (cantonales) posées envers le rendement d'épuration.
- Effets supplémentaires recherchés.

Il est possible de réaliser différents procédés de séparation du CAP. Le Tableau 2 en donne un aperçu, avec des informations relatives à leur réalisation. Les détails des différents procédés sont présentés dans les chapitres 6 à 10.

La rétention de matières solides par des procédés de séparation, avec lesquelles peu d'expérience est disponible à ce jour, sera également présentée dans le chapitre 11.

Tableau 2. Aperçu des procédés de séparation pouvant être utilisés dans le cas d'un traitement au CAP.

<b>Système global CHARBON ACTIF EN POUDRE (CAP)</b>		
<b>Adsorption au CAP</b>	<b>Séparation du CAP</b>	<b>Réalisation</b>
Bassin de contact	<b><u>Sédimentation en aval + filtration</u></b>	
	Sédimentation + filtration sur sable	À l'échelle industrielle
	Sédimentation + filtration sur toile	À l'échelle industrielle
	Décanteur lamellaire + filtration sur sable	À l'échelle industrielle
	<b><u>Flottation en aval + filtration</u></b>	
	Flottation + filtration sur sable	Essai à l'échelle semi-industrielle
	<b><u>Filtration en aval</u></b>	
	Filtration sur sable	À l'échelle industrielle
	Filtration sur membrane	Essai à l'échelle industrielle
Étape biologique	Décantation secondaire + filtration	À l'échelle industrielle
	Filtration sur membrane	Essai à l'échelle semi-industrielle (application industrielle à l'échelle industrielle)

### 5.3 Comparaison des procédés selon leur fonction principale (séparation du CAP)

La rétention du charbon actif des procédés CAP avec étape de « polishing » étudiés est supérieure à 99% (Figure 6 ; Krahnstöver et Wintgens, 2018). La rétention du CAP s'est révélée insuffisante dans le cadre d'un essai pilote où le CAP était dosé avant un biofiltre.

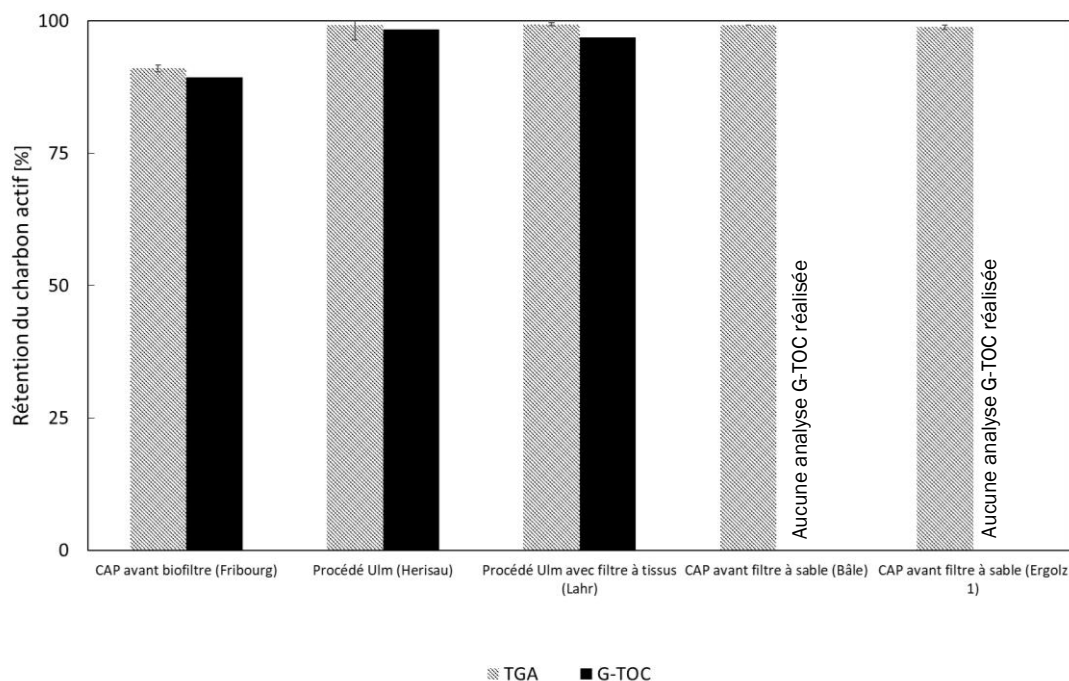


Figure 7. Rétention du charbon actif en [%] de différents procédés CAP (Krahnstöver et Wintgens, 2018), TGA = analyse thermogravimétrique, G-TOC = méthode du gradient COT

## A Rétention du CAP par séparation préalable et filtration

### 6 Étape CAP « en aval » avec séparation préalable et filtration

#### **L'essentiel en bref**

*L'étape CAP « en aval » avec sédimentation et filtration sur sable (procédé « Ulm ») est le premier procédé de traitement au charbon actif réalisé et le plus répandu en Suisse et en Allemagne. La sédimentation suivie d'une filtration sur sable est un procédé de séparation ayant fait ses preuves, mais la décantation lamellaire et la filtration sur toile ont également été réalisés à l'échelle industrielle.*

**Principales exigences:** *les étapes de séparation du procédé « Ulm » (c'est-à-dire sédimentation et filtration sur sable ou sur toile) retiennent plus de 99% du CAP dosé.*

**Effets supplémentaires:** *une étape CAP « en aval » avec séparation préalable et filtration permet une élimination de la DCO pouvant atteindre 50% et une élimination du COD de 30 à 50%. Une décomposition supplémentaire de l'azote, correspondant à celle d'un filtre à sable conventionnel, a également lieu. La précipitation des phosphates a augmenté à la STEP de Herisau, pour une consommation constante de coagulant. Les MES et valeurs de turbidité ont été fortement réduites dans toutes les installations. Les filtres à sable ainsi que les filtres sur toile ont montré une réduction du nombre de bactéries.*

**Autres aspects:** *à la STEP de Herisau, la consommation totale de coagulant a pu être légèrement réduite avec la mise en service de l'étape CAP.*

## 6.1 Introduction

Avec ce procédé de traitement, le charbon actif en poudre est dosé dans un réacteur de contact placé après le traitement biologique (« en aval »). Celui-ci est dimensionné avec un temps de séjour hydraulique total d'env. 30 minutes pour le volume d'eau déterminant ( $Q_{dim}$ ).

Pour augmenter la concentration de CAP, le charbon est retenu par une étape de séparation préalable (sédimentation, sédimentation lamellaire ou flottation) et recirculé dans le réacteur de contact (Figure 8). Outre le CAP, les produits de la précipitation et une part des boues activées sont aussi recirculées. Dans la mesure où cette séparation préalable ne constitue pas une barrière absolue pour les particules, elle doit être suivie d'une étape de filtration (étape de « polishing »). La teneur en MES peut ainsi être réduite à moins de 5 mg/l.

### Etape CAP „en aval“ avec séparation préalable et filtration

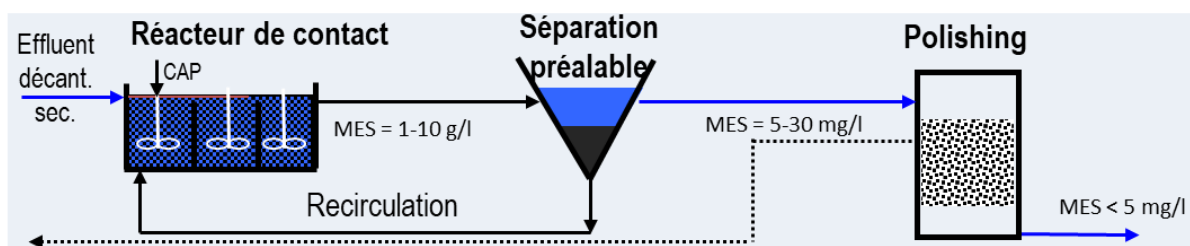


Figure 8. Schéma de flux d'une étape CAP « en aval » avec sédimentation et filtration sur sable (adapté d'Abegglen et Siegrist, 2012)

Nous aborderons d'abord les procédés de séparation préalable du CAP, puis les procédés de filtration.

## 6.2 Séparation préalable du CAP: description des procédés

### 6.2.1 Sédimentation

Par l'ajout de flocculant, une vitesse de décantation comparable à celui des boues activées est observée. Les bassins de sédimentation peuvent donc être dimensionnés de manière similaire aux décantations secondaires selon la fiche de travail DWA-A 131 (DWA, 2016).

Outre le débit maximal et la teneur en matières solides dans le bassin, l'indice de volume des boues (IVB) est un paramètre déterminant pour le calcul (DWA, 2016). La grandeur de dimensionnement appliquée à Böblingen-Sindelfingen est de 70 ml/g. L'indice a varié entre 50 et 100 ml/g lors d'essais pilotes réalisés à la station d'épuration d'Ulm-Steinhäule (Rössler, 2010; Metzger, 2008). Il était de 30 à 60 ml/g dans les stations d'épuration de Mannheim et de Thunersee. Selon les expériences de l'exploitant de la STEP de Thunersee, la boue de CAP sédimente plus rapidement que les boues activées. C'est pourquoi d'autres facteurs liés au procédé entrent en jeu dans l'interprétation des grandeurs de dimensionnement susmentionnées. Ainsi le dosage de charbon, de coagulant et de flocculant joue un rôle important.

Différents exemples de sédimentation conventionnelle placés après l'étape d'adsorption au CAP sont exposés dans le Tableau 3.

Tableau 3. Exemples de dimensionnement d'installations réalisées à l'échelle industrielle avec étape d'adsorption au CAP, sédimentation et filtration sur sable en Allemagne/en Suisse (Metzger et al., 2016; les fiches de projet des installations sont disponibles sur [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch))

Station d'épuration	Type de sédimentation	Charge hydraulique maximale [m/h]	Temps de séjour minimal [h]	Profondeur moyenne du bassin [m]
Böblingen - Sindelfingen	Bassin rond traversé dans le sens transversal	2	2	4
Ulm-Steinhäule	Bassin rond traversé dans le sens transversal	1.7	2.5	4
Kressbronn-Langenargen	Bassin rond traversé dans le sens transversal	1.6	2.6	4
Langwiese Ravensburg	Bassin rond traversé dans le sens transversal	1.9	2.1	3.7
Mannheim	Bassin rectangulaire traversé dans le sens longitudinal	1.1	2.2	2.5
Herisau	Bassin rectangulaire traversé dans le sens longitudinal	2	2	4
Lac de Thoune	Bassin rectangulaire traversé dans le sens longitudinal	1.9	2.7	4.8
Lahr	n.c.	1.4	2.8	4
Dülmen	n.c.	2	2	4
Öhringen	n.c.	2.1	2	4.2

Pour les bassins traversés horizontalement, nous recommandons les valeurs de mesure suivantes (DWA, 2018):

- Indice de volume de boue  $\leq 100$  ml/g
- Taux de recirculation du charbon calculé selon la formule 41 de la fiche de travail DWA-A 131
- Charge hydraulique  $\leq 2$  m/h
- Charge volumique de boues  $\leq 500$  l/(m<sup>2</sup> h)

Aucune expérience n'est disponible pour les bassins traversés verticalement.

### 6.2.2 Décantation lamellaire

En alternative à une sédimentation conventionnelle, la taille peut être réduite grâce à l'utilisation d'un clarificateur ou séparateur à lamelles. Pour une sédimentation lamellaire, les valeurs de référence suivantes sont valables (le dimensionnement peut différer selon la hauteur des lamelles, la profondeur du bassin et la quantité de boues dans le système):

- Charge hydraulique avec  $Q_{dim}$  (donne la surface totale du bassin en incluant la zone d'entrée et l'évacuation des eaux clarifiées) 4-8 m/h
- Profondeur totale des bassins: 4-8.0 m

En principe, la règle suivante s'applique: des profondeurs de bassin plus élevées permettent également des charges de surface plus élevées: d'une part, la surface effective peut être augmentée (hauteur des lamelles) et d'autre part, une zone de réserve plus grande est disponible (elle peut être problématique sur les ouvrages très peu profonds).

Différents exemples de sédimentation haute performance placés après le bassin de contact sont résumés dans le Tableau 4. À la STEP de Laichingen, les bassins de sédimentation ont été équipés de lamelles pour agrandir la surface effective (KomS, 2016).

*Tableau 4. Exemples de dimensionnement d'installations réalisées à l'échelle industrielle avec une étape d'adsorption au CAP, une sédimentation lamellaire et une filtration sur sable en Allemagne (Metzger et al., 2016; les fiches de projet des installations sont disponibles sur [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch))*

<b>Station d'épuration</b>	<b>Charge hydraulique maximale [m/h]</b>	<b>Temps de séjour minimal [h]</b>	<b>Profondeur moyenne du bassin [m]</b>
Albstadt-Lautlingen	n.c.	0.4	n.c.
Hechingen	14.6	0.3	4.7
Stockacher Aach	4.5	1	4.5
Laichingen	4	1.4	4.2

### **6.2.3 Flottation**

La flottation est un procédé de séparation compact, requérant peu de surface au sol, utilisé comme alternative à la sédimentation conventionnelle. Ce procédé est donc particulièrement intéressant pour les installations disposant déjà d'une cellule de flottation ou d'un espace réduit. Dans ce procédé, après le bassin de contact (avec précipitation et floculation), le CAP est entraîné vers la surface de l'eau par des microbulles d'air.

Lors des essais pilotes réalisés à la STEP de Visp et à la STEP de Bioggio, les installations de flottation ont été exploitées avec une charge hydraulique comprise entre 0.75 et 1.25 m/h ou 2.5 m/h. L'installation pilote à la STEP d'Ergolz 1 (Sissach) a été exploitée avec une charge hydraulique comprise entre 4 et 7 m/h.

Il est apparu que la flottation est utilisée uniquement dans des stations d'épuration remplissant certains critères, en raison d'une consommation d'énergie relativement élevée (p. ex. pour le traitement des eaux usées industrielles à haute teneur en matières solides ou en cas de flottation déjà existante) (Langbein et al., 2016).

## 6.3 Filtration: description des procédés

Après l'étape de sédimentation, le charbon actif en poudre (charge organique incluse) représente env. 50% de la masse des MES (DWA, 2018). Une rétention plus complète du CAP ne peut donc être atteinte que par une étape de filtration complémentaire.

Dans les sous-chapitres suivants, deux systèmes de filtration différents sont décrits: le filtre à sable et le filtre sur toile (également appelé filtre poltissus). Outre la filtration classique (filtres lavés de manière discontinue, également appelés « filtres gravitaires »), des filtres à lit profond lavés de manière continue (p. ex. filtres Dynasand) peuvent également être utilisés comme filtre à sable.

### 6.3.1 Filtre à sable

La vitesse de filtration maximale (en cas de pluie, respectivement  $Q_{max}$ ), qui se situe généralement à env. 15 m/h, est une grandeur de dimensionnement importante pour un filtre à sable. Il convient de prendre en compte le fait qu'une cellule filtrante est mise hors service lors du rétrolavage et que l'eau de lavage générée représente une charge supplémentaire pour le traitement des eaux usées. Il en résulte, selon le nombre de cellules filtrantes et la charge polluante due à la recirculation des eaux de lavage, une vitesse de filtration maximale d'env. 12 m/h par rapport à la surface filtrante totale. Autres facteurs importants:

- Épaisseur de la couche filtrante (1.2 à 1.5 m pour un filtre bicouche)
- Certaines STEP dosent le coagulant avant le filtre (à Ulm, un dosage de 1 mg Fe/l ou 0.5 mg Al/l à l'entrée du filtre à sable était idéal).
- Le matériau filtrant joue un rôle important pour la rétention du CAP (voir Tableau 5).
- Après la mise en service du filtre, suite au rétrolavage, la concentration en MES augmente momentanément dans l'effluent. Il convient de viser une durée de filtration la plus longue possible, juste avant la percée des matières solides afin de minimiser les pertes de matières en suspension (Rössler, 2010).

Le Tableau 5 suivant résume les principales grandeurs de dimensionnement de la filtration sur sable de certaines installations de séparation de CAP réalisées à l'échelle industrielle.

Tableau 5. Exemples de filtres déjà installés en Allemagne / en Suisse, avec valeurs de dimensionnement (sources: KomS, planificateurs ou exploitants)

Station d'épuration	Type de filtre	Structure du filtre (du bas vers le haut)	Hauteur de la couche [m]	Granulation [mm]	Vitesse de filtration avec $Q_{dim}^*$ [m/h]	Dosage moyen de coagulant avant le filtre [ $mg_{m\acute{e}tal}/l$ ]
Böblingen - Sindelfingen	Filtres gravitaires bicouches avec couche de support	Sable de quartz Anthracite	0.4 1.4	0.7 - 1.2 1.4 - 2.5	13	n.c.
Ulm-Steinhäule	Filtres gravitaires bicouches	Sable de quartz Anthracite	0.75 0.75	0.7 - 1.2 1.4 - 2.5	11	0.5 (Al)
Kressbronn-Langenargen	Filtres gravitaires bicouches	Sable de quartz Anthracite	0.65 0.65	0.7 - 1.2 1.4 - 2.5	7.5	0.5 (Fe)
Ravensburg (Langwiese)	Filtre gravitaire bicouches avec couche de répartition	Couche de répartition Sable de quartz Anthracite	0.3 0.7 1	0.6 - 1.0 1.4 - 2.5	9	En cas de besoin
Mannheim	Filtres gravitaires bicouches	Sable de quartz Hydroanthracite	0.6 0.4	0.7 - 1.2 1.4 - 2.5	11	n.c.
Stockacher Aach	Filtres gravitaires bicouches	Sable de quartz Anthracite	0.6 0.8	0.6 - 1.0 1.4 - 2.5	11.5	0.5 (Fe)
Herisau	Filtres gravitaires monocouche	Schiste expansé	1.2	1.4 - 2.5	15.5	Très faible, augmentation en cas de $PO_4\text{-P}$ - à l'entrée du filtre
Thunersee	Filtres gravitaires bicouches	Sable de quartz Anthracite	0.5 0.7	0.7 - 1.2 1.4 - 2.5	9.8	Variable, selon $PO_4\text{-P}$ - à l'entrée du filtre

\* Avec cellules n-1, cela signifie qu'une cellule est rétrolavée

### 6.3.2 Filtre à toile

Pour l'étape de « polishing », il est possible d'utiliser une filtration sur toile avec des poltissus, au lieu d'une filtration sur sable. Les filtres à toile sont proposés en différentes configurations (filtre à disque, filtre à tambour), les eaux usées s'écoulant de l'extérieur vers l'intérieur en passant à travers des fibres très fines. La structure des fibres est tridimensionnelle, conçue à la manière d'un tapis et agit comme un filtre profond. Lorsque les fibres sont mouillées, elles reposent à plat. Avec l'accumulation des dépôts de matières solides sur la toile, la résistance hydraulique augmente, déclenchant un nettoyage des filtres. Lors du nettoyage du filtre, le processus de filtration proprement dit n'est pas interrompu, mais le rendement d'épuration diminue et une augmentation de la turbidité à court terme est constatée.

Il existe deux types de filtres à toile:

- **Filtre à tambour:** le tissu filtrant est monté sur un tambour perforé positionné horizontalement. L'eau usée s'écoule à travers le tissu filtrant dans lequel les matières solides sont retenues. Le filtrat s'écoule à l'intérieur du tambour puis vers la sortie du déversoir. Des filtres à tambour ont été installés lors d'essais pilotes à la STEP de Bioggio et la STEP d'Ergolz 1 (Langbein et al., 2016). Un inconvénient des filtres à tambour est qu'ils doivent être dimensionnés de manière relativement grande en raison de la surface filtrante réduite.
- **Filtre à disque:** le tissu filtrant est installé sur des segments en plastique et est assemblé sur un tube central sous forme de filtre à disque pivotant. L'eau s'écoule à travers le tissu filtrant dans les segments du filtre, un tube central et le puits, puis est évacuée dans un déversoir.

Des filtres à disque ont été installés dans les STEP de Lahr et de Laichingen. À la STEP de Lahr, la filtration sur toile a été dimensionnée pour un débit de 350 l/s et une vitesse de filtration de 7 m/h. Trois filtres comportant chacun 12 disques ont été installés, ce qui représente une surface filtrante de 180 m<sup>2</sup>. Par temps sec, env. 90 m<sup>3</sup> de boue sont extraits par jour et réintroduits dans le réacteur de contact (le volume de boues extraites est plus important en cas de pluie). Les travaux de maintenance se limitent à la vidange du bassin et à un lavage au jet (env. 2-3 heures par semaine). La garantie des filtres sur toile a été fixée à plus de 2 ans. Une durée de vie de plus de cinq ans peut être attendue en raison de la faible teneur en MES dans l'affluent (la durée de vie actuelle des filtres à toile de la STEP de Lahr est de 3,5 ans, situation en 2019). L'encrassement biologique irréversible dans les stations d'épuration traditionnelles surviendra probablement plus tard si des filtres sur toile sont utilisés pour l'étape de « polishing » (Anders, 2016).

À la STEP de Laichingen, un flux partiel allant jusqu'à 100 l/s est généralement traité par l'étape d'adsorption au CAP et par le filtre sur toile (surface filtrante: 90 m<sup>2</sup>). Avec  $Q_{max}$ , la vitesse de filtration est de 4 m/h.

## 6.4 Applications actuelles

### 6.4.1 Sédimentation et filtration sur sable

Le procédé d'adsorption au CAP, suivi d'une sédimentation classique et d'une filtration sur sable a été réalisé à l'échelle industrielle pour éliminer les micropolluants dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP de Herisau (CH)
- STEP de Thunersee (CH)
- STEP de Böblingen-Sindelfingen (Allemagne)
- STEP de Mannheim (Allemagne)
- STEP de Kressbronn-Langenargen (Allemagne)
- STEP de Langwiese, Ravensburg (Allemagne)
- STEP d'Ulm-Steinhäule (Allemagne)
- STEP d'Öhringen (Allemagne)
- STEP de Dülmen (Allemagne)

Des résultats obtenus lors d'essais pilotes complets sont également disponibles (p. ex. Zwickenspflug et al., 2010; Metzger, 2010)

- STEP d'Ulm-Steinhäule (Allemagne)
- Eawag
- Technikum der Emschergerossenschaft (Allemagne)
- Université de Stuttgart (Allemagne)

#### **6.4.2 Sédimentation lamellaire et filtration sur sable**

Le procédé d'adsorption au CAP, suivi d'une sédimentation lamellaire et filtration sur sable a été mis en œuvre pour éliminer les micropolluants à l'échelle industrielle dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP d'Albstadt-Lautlingen (Allemagne)
- STEP de Hechingen (Allemagne)
- STEP de Stockacher Aach (Allemagne)

#### **6.4.3 Séparation préalable et filtration sur toile**

Le procédé de l'étape d'adsorption avec dosage de charbon actif en poudre, suivi de différents systèmes de séparation préalable et filtration sur toile, a été mis en œuvre à l'échelle industrielle pour éliminer les micropolluants dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP de Lahr (Allemagne): sédimentation et filtration sur toile
- STEP de Laichingen (Allemagne): décanteur lamellaire et filtration sur toile

Des résultats obtenus lors d'essais pilotes sont par ailleurs disponibles:

- Eawag
- STEP de Lahr (Allemagne)
- Université de Stuttgart (Allemagne)
- STEP de Visp, Bioggio et d'Ergolz 1 (CH)

### **6.5 Principales exigences**

#### **6.5.1 Élimination des micropolluants**

Les conditions-cadres évoquées dans le chapitre 4.1.1. s'appliquent également au procédé d'adsorption « en aval ».

Des premières analyses de MP réalisées à la STEP de Thunersee avec différents produits de CAP ont montré qu'avec un dosage compris entre 9 et 12 mgCAP/l une élimination supérieure à 80% (moyenne des 12 substances) peut être atteinte sur l'étape CAP (sans bypass) (Figure 9).

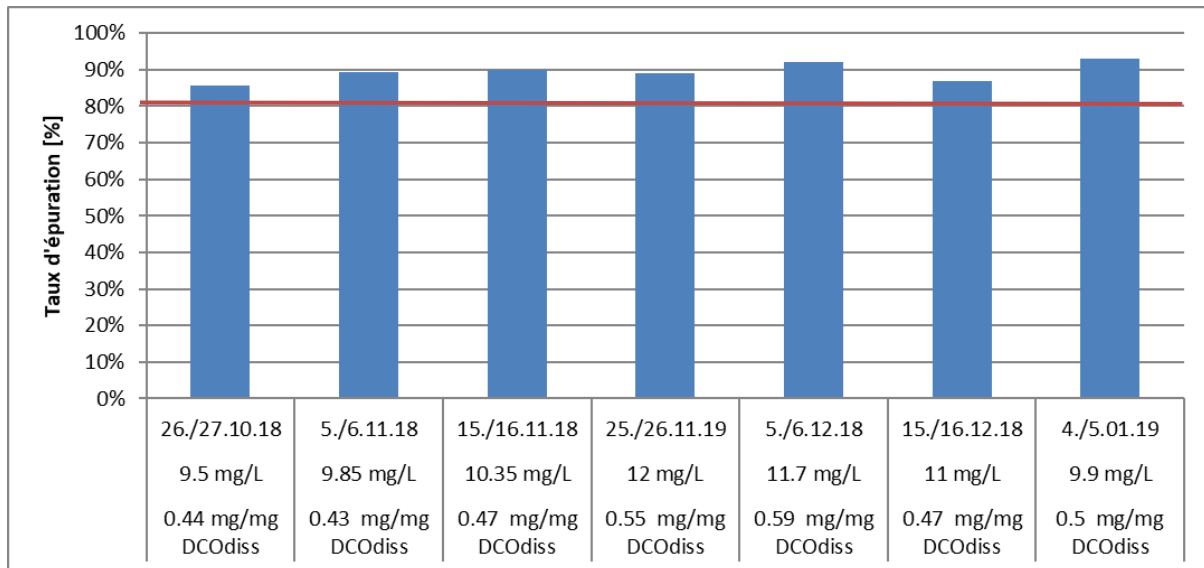


Figure 9. Élimination moyenne des 12 substances de référence dans l'installation CAP (sans bypass) de la STEP de Thunersee pour différents dosages (en mgCAP/l et mgCAP/mg DCO<sub>dissoute</sub>) et différents produits de CAP (source: STEP du Lac de Thoue)

À Mannheim, des essais à l'échelle industrielle ont permis de confirmer qu'un dosage de 20 mgCAP/l permet une élimination de 80% du benzotriazole, carbamazépine, diclofénac, métoprolol, bisphénol A, TCP, HHC et bésafibrat, même avec une concentration en entrée de 10 à 12 mgCOD/l (Metzger et al., 2012; Figure 10).

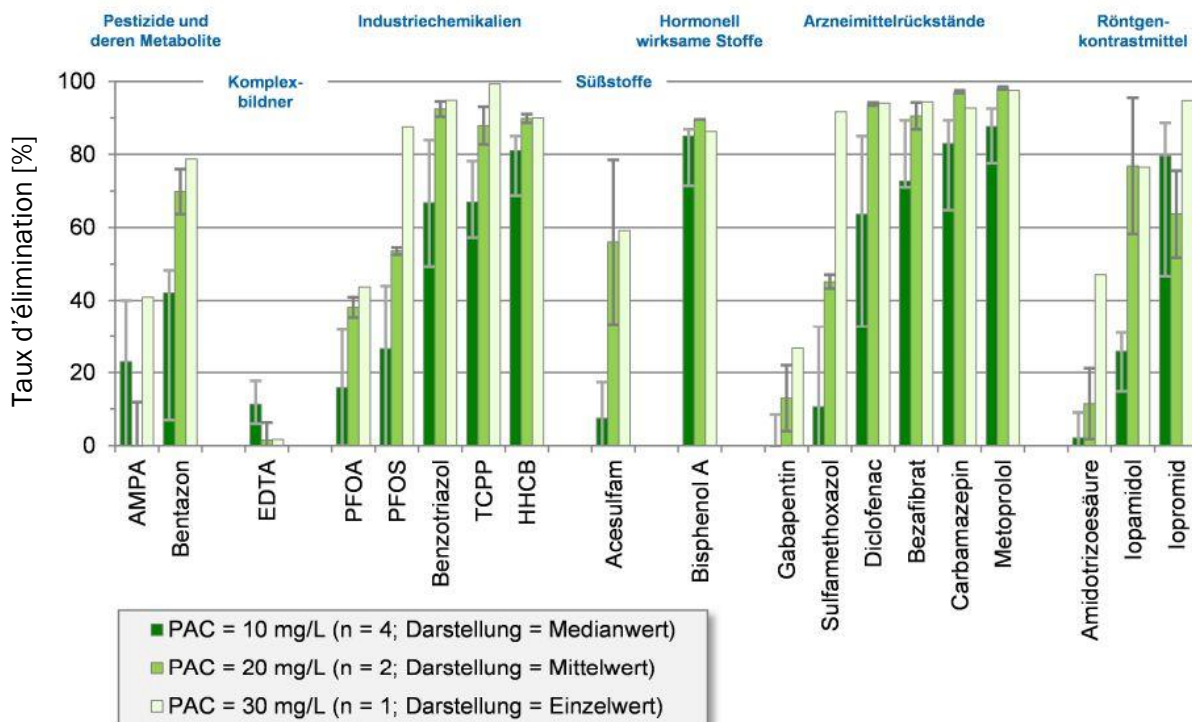


Figure 10. Élimination de différents micropolluants dans l'étape CAP (par rapport aux eaux usées épurées biologiquement) en fonction du dosage de CAP (Metzger et al., 2012)

La manière dont le filtre à sable contribue à l'élimination des micropolluants a été étudiée séparément à Mannheim (Metzger et al., 2012). Il est apparu que différents micropolluants étaient éliminés de manière significative par la filtration, bien qu'il n'y ait eu aucun dosage additionnel de CAP sur le filtre. Cela s'explique par l'accumulation de CAP dans le filtre au fil du temps, mais en partie aussi par la dégradation biologique. Ces analyses montrent que le filtre est extrêmement important pour l'élimination globale du système (Figure 11).

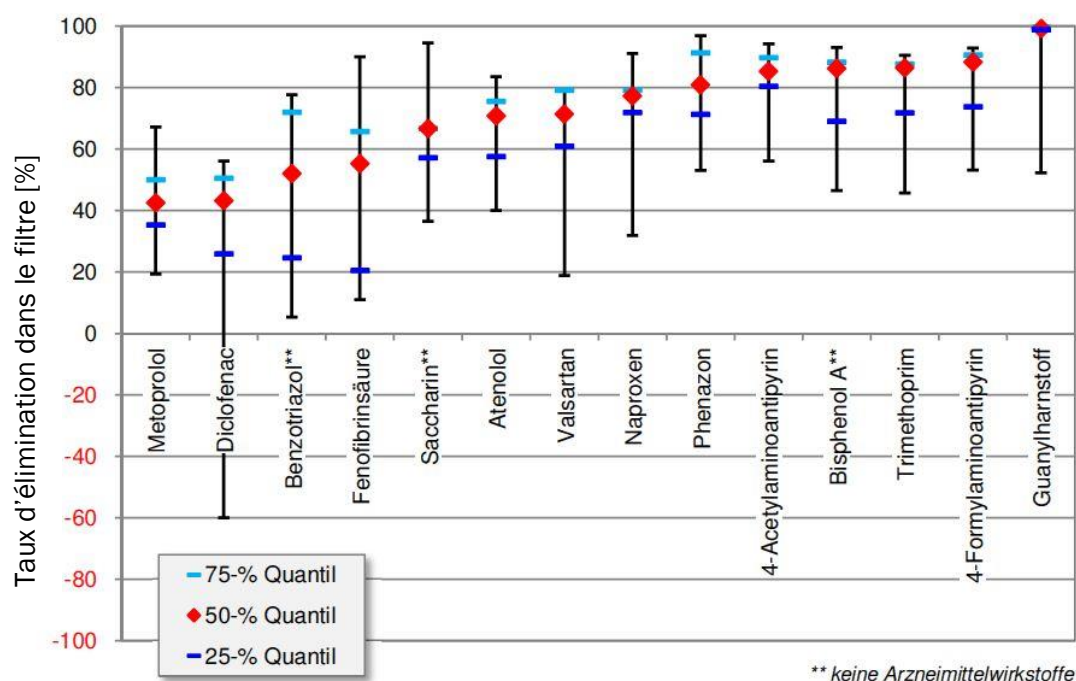


Figure 11. Élimination de micropolluants via le filtre (par rapport à l'affluent du filtre) à la station d'épuration de Mannheim (procédé Ulm, Metzger et al., 2012)

### 6.5.2 Rétention du charbon actif en poudre

À la STEP de Herisau, des dosages de CAP entre 0 et 30 mg/l ont été effectués. La concentration moyenne de CAP en sortie de la filtration sur sable était inférieure à la limite de quantification de 0.1 mg/l dans tous les échantillons analysés. Les étapes de séparation du procédé « Ulm » (c'est-à-dire sédimentation et filtration sur sable) retiennent plus de 99% du CAP dosé.

À la STEP de Lahr, les concentrations de CAP à la sortie de la filtration sur toile étaient inférieures à la limite de quantification de 0.1 mg/l. La rétention du CAP des étapes de séparation (sédimentation et filtration sur toile) s'élève à plus de 99%. Cela concorde avec une analyse qualitative des dépôts sur les plaquettes de filtration: les mesures de MES à la sortie de la filtration sur toile ne montrent aucune coloration visible à l'œil nu.

## 6.6 Effets supplémentaires

### 6.6.1 Paramètres organiques (COD / DCO)

L'élimination de la DCO dissoute et particulaire s'élève à 35-55% dans le cas d'un dosage de charbon actif en poudre de 10 mg/l (Metzger, 2008).

À la STEP de Herisau, une élimination supplémentaire moyenne de COD de 32% est atteinte. Cela correspond également aux expériences des étapes CAP d'Allemagne du Sud.

Lors de l'essai pilote mené à la STEP d'Ergolz 1, une élimination du COD allant jusqu'à 49% a été obtenue avec un dosage de 20 mgCAP/l (Langbein et al., 2016).

### **6.6.2 Nutriments (azote et phosphore)**

Lorsqu'il y a suffisamment d'oxygène, une activité biologique a lieu dans le filtre à sable. La dégradation supplémentaire d'azote résultante correspond à celle d'un filtre à sable conventionnel.

L'ajout de coagulant dans l'étape d'adsorption et éventuellement avant la filtration permet une précipitation supplémentaire de phosphate. Cela doit être pris en considération pour l'ensemble de l'exploitation. Ainsi, à la STEP de Herisau, l'ajout de coagulant dans l'étape biologique a pu être considérablement réduit. Autrement dit: pour une consommation constante de coagulant, l'élimination du phosphore a augmenté grâce à l'ajout de 0.22 mgFe/mgCAP et environ 16 mgCAP/l dans l'étape CAP (Butz et al., 2018).

À la STEP de Lahr (filtration sur toile), il est possible de doser du coagulant avant le filtre. De cette manière, le filtre peut être utilisé comme filtration par floculation (de la même manière qu'un filtre à sable conventionnel).

### **6.6.3 Matières en suspension (MES) et turbidité**

L'élimination des matières en suspension a été étudiée dans les stations d'épuration suivantes.

#### **Sédimentation et filtration sur sable:**

- À Mannheim, la turbidité à la sortie de la sédimentation est de 3 – 5 FNU. À la sortie de la filtration, la turbidité est généralement inférieure à 0.5 FNU (Gulde, 2012).
- À Böblingen-Sindelfingen, la concentration de MES après la sédimentation s'élève à 5 – 12 mg/l (Schwentner, 2013). À la sortie de la filtration sur sable, des concentrations de MES de 2.2 – 7 mg/l (médiane = 4 mg/l) ont été mesurées (Schwentner, 2013).
- Dans les essais pilotes réalisés à Ulm (Rössler, 2007), des valeurs de turbidité comprises entre 2 et 10 FNU ont été mesurées après la sédimentation. À la sortie de la filtration, la turbidité était généralement inférieure à 0.5 FNU.

#### **Sédimentation et filtration sur toile:**

- Pendant les premiers mois d'exploitation de la filtration sur toile à la STEP de Lahr, la concentration de MES en sortie a généralement pu être maintenue sous la barre des 3 mg/l. L'augmentation des valeurs de turbidité s'explique par des difficultés rencontrées dans la biologie.

#### **Flottation et filtration sur toile:**

- L'élimination de matières en suspension par une flottation à la STEP de Visp était de  $56 \pm 22\%$  (avec différentes concentrations de CAP et de polymères). La rétention des matières solides par la flottation n'a pas été influencée par les différents dosages de CAP ou concentrations de polymères (Langbein et al., 2016).
- Avec un dosage de CAP de 20 mg/l et de polymères de 0.4 mg/l, la concentration de MES a diminué de 71% grâce à la flottation à la STEP de Bioggio. La concentration de MES a diminué de 95% sur l'ensemble de l'étape de séparation (flottation + filtre à tambour) (Langbein et al., 2016).

## 6.6.4 Réduction du nombre de germes

Metzger (2008) a mesuré différents paramètres bactériologiques à l'entrée de l'étape d'adsorption et à la sortie de la filtration sur sable. Il a constaté une réduction de 1 à 2 unités log tout au long de l'étape MP.

En août 2018, la réduction du nombre de différents germes a été étudiée à la STEP de Thunersee. Selon le responsable de l'exploitation, le nombre d'E. Coli, d'entérocoques et de germes aérobies a diminué respectivement de 76%, 90% et 30% grâce au traitement des micropolluants. Les germes aérobies ont moins diminué, probablement parce que certains germes se développent à nouveau sur le filtre.

Des essais réalisés en Suède ont montré une élimination des bactéries coliformes d'env. 35% et une élimination d'E. Coli d'env. 45% grâce à un filtre à toile (Bischhaus, 2016).

## 6.6.5 Décoloration

Aucun complément au chapitre 4.2.6 n'est nécessaire.

## 6.6.6 Élimination des odeurs

Aucun complément au chapitre 4.2.7 n'est nécessaire.

## 6.7 Autres aspects

### 6.7.1 Coûts d'investissement et d'exploitation

Les coûts d'investissement spécifiques et les coûts d'exploitation d'une étape d'adsorption au CAP avec et sans nouveau filtre à sable peuvent être tirés du rapport BG (2012) (Figure 12 et Figure 13).

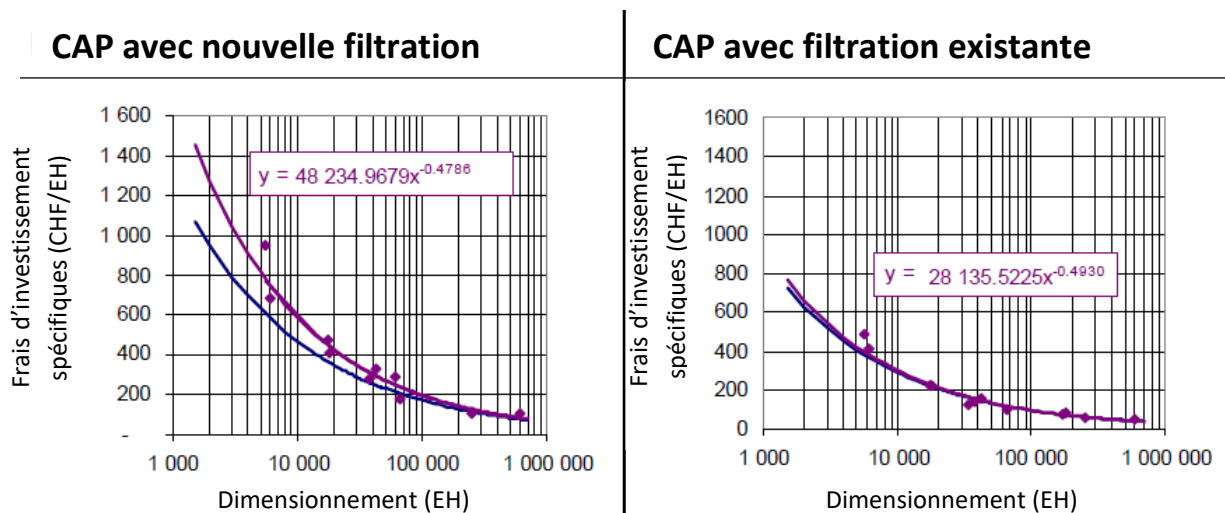
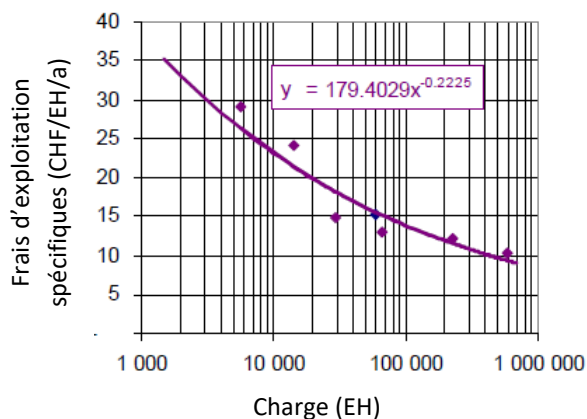


Figure 12. Résultats des coûts d'investissement, rapport BG (2012). En violet: courbe de coûts actualisés et données de coûts utilisées – coûts d'investissement CAP avec nouvelle filtration (à gauche) ou filtration existante (à droite). En bleu: courbe de coûts Hunziker 2008

## CAP avec nouvelle filtration



## CAP avec filtration existante

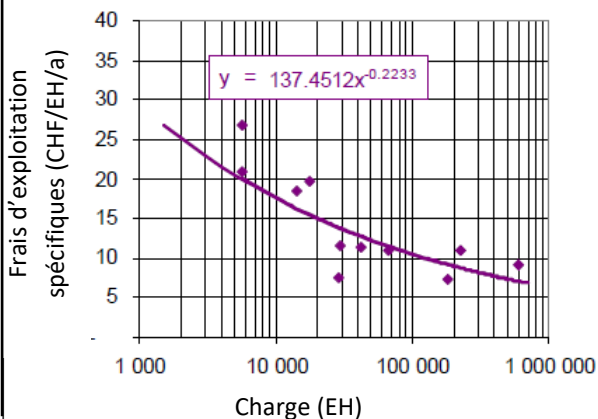


Figure 13. Résultats des coûts d'exploitation, rapport BG (2012)

A l'avenir, les coûts (d'exploitation) des procédés MP seront systématiquement relevés par la plateforme « Techniques de traitement des micropolluants ».

### 6.7.2 Consommation de ressources

Les procédés de traitement au CAP nécessitent du charbon actif en poudre, du coagulant, du floculant, de l'électricité et de la place. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation des ressources nécessaires à l'adsorption au charbon en poudre est décrite dans le chapitre 4.3.2.
- **Coagulant/floculant:** à la STEP de Herisau, la consommation totale de coagulant a pu être maintenue constante et même légèrement diminuée malgré la précipitation supplémentaire dans l'étape CAP: le coagulant supplémentaire utilisé lors de l'étape CAP a pu être économisé pour la précipitation simultanée dans la biologie.
- **Électricité:** avec une nouvelle filtration sur sable, il convient de prévoir une consommation d'électricité supplémentaire de 0.01 à 0.05 kWh/m<sup>3</sup> (station de relevage, rétrolavages). La filtration sur toile nécessite seulement quelques minutes d'énergie pour la rotation des disques du filtre et l'actionnement des pompes servant à l'extraction des boues. La consommation d'énergie moyenne de la filtration sur toile à la STEP de Lahr est d'env. 20 kWh/d (par temps sec: 10kWh/d, par temps pluvieux jusqu'à 70kWh/d) (Anders, 2016).
- **Espace:** à la STEP de Lahr, les filtres sur toile (déversoir d'entrée et réservoir de sortie inclus) ont pu être disposés sur une surface de base de 9 m sur 9 (armoires électriques exclues). Une filtration sur sable nécessite env. 2 à 3 fois plus de surface et de volume bâti qu'une filtration sur toile.  
L'espace nécessaire pour une sédimentation conventionnelle avec une charge hydraulique de surface de 8m/h est près de 4 fois plus élevé que pour une sédimentation lamellaire. Mais un espace plus réduit implique une profondeur de bassin plus élevée.

### 6.7.3 Interfaces avec le traitement précédent

Les interfaces avec le traitement biologique sont répertoriées ci-après:

- **Recirculation de l'excédent de charbon actif chargé:** l'excédent de charbon actif chargé issu de la séparation préalable peut être recirculé dans la biologie. Selon le temps de séjour du charbon dans le système, la charge hydraulique due à la recirculation s'élève à 1-2% du volume d'eau traité.
- **Recirculation de l'eau de lavage:** l'eau de lavage des filtres peut être recirculée en entrée de STEP ou dans l'étape biologique. La production moyenne d'eau de lavage se situe entre 2 et 5% de la quantité de filtrat, selon la qualité de l'eau à l'entrée du filtre. À la STEP de Thunersee, avec un intervalle entre deux lavages de 5 jours, l'eau de lavage recirculée représente env. 1 % du volume d'eau par temps sec. Pour le dimensionnement hydraulique des étapes précédentes, la charge hydraulique maximale momentanée due au lavage est estimée 5% de la quantité d'eau maximale traitée, à condition que l'étape de sédimentation fonctionne correctement. Avec une filtration sur toile, la production d'eau de lavage est moins élevée selon le fournisseur (Mecana, 2018).
- **Qualité des effluents de l'étape biologique:** l'efficacité du traitement biologique et de la séparation des matières solides, en particulier des boues activées, est très importante (influence sur la quantité de charbon devant être dosée, coûts d'exploitation, entretien, etc. voir également le chapitre 4.1.1).

#### **6.7.4 Influence sur le traitement des boues**

Aucun complément au chapitre 4.3.4 n'est nécessaire.

#### **6.7.5 Aspects liés à la sécurité**

Les aspects de sécurité lors du stockage et dosage du CAP sont traités dans le chapitre 4.3.5.

#### **6.7.6 Implémentation dans des installations existantes**

Le traitement au charbon actif en poudre peut être intégré dans des bassins existants, si la géométrie et l'hydraulique ont été analysées (éventuellement avec une simulation CFD). Pour la sédimentation, il convient de veiller à respecter la géométrie et la profondeur correspondantes, selon le document ATV A-131.

L'implémentation de nouvelles installations dans des installations existantes dépend de l'espace disponible. Dans la mesure où l'installation est placée après la biologie, au moins un pompage doit généralement être mis en place. Cette station de pompage doit être conçue de manière optimale sur le plan hydraulique.

#### **6.7.7 Extensibilité**

L'extension hydraulique d'une étape CAP avec sédimentation ne peut avoir lieu que grâce à des lignes de traitement supplémentaires. Cela doit être pris en compte lors du dimensionnement hydraulique et de la conception.

La vitesse de filtration maximale et éventuellement les stations de relevage sont les grandeurs limitantes de chaque filtration. Des cellules filtrantes et des pompes supplémentaires peuvent être ajoutées dans la station de relevage, en fonction de la conception de l'ouvrage.

#### **6.7.8 Questions en suspens**

Quelle est la durée de vie attendue d'un filtre sur toile?

Quel travail de maintenance génère une filtration sur toile?

## 7 Dosage de CAP dans la biologie avec décantation secondaire existante et filtration

### **L'essentiel en bref**

*Ce procédé dépend énormément de l'installation existante. Il est particulièrement adapté dans les cas où peu d'espace est disponible, ainsi que pour les petites STEP. La biologie doit avoir une capacité suffisante. Comparé au procédé « Ulm », il faut s'attendre à une consommation plus élevée de CAP.*

**Principales exigences:** *lors du dosage dans la biologie, le CAP est en partie incorporé aux boues activées. Une étape de « polishing » (filtration) est toutefois nécessaire pour éviter les pertes de CAP.*

**Effets supplémentaires:** *une diminution supplémentaire de la DCO a été mesurée lors de l'essai pilote à la STEP de Schönau (Cham). La dégradation de l'azote correspond à celle d'un filtre à sable conventionnel (sans dosage de CAP). Une étape de « polishing » en aval permet de maintenir la turbidité en sortie à un niveau bas.*

**Autres aspects:** *avec ce procédé, aucun ajout particulier de coagulant ou de floculant pour séparer le CAP n'est nécessaire. Le dosage de CAP dans la biologie peut améliorer les propriétés de décantation de la boue.*

## 7.1 Introduction

Ce procédé dépend énormément de l'installation existante et se différencie par plusieurs points essentiels des autres applications de CAP. Pour ces raisons, le procédé sera décrit dans son ensemble au cours des chapitres suivants et la description ne sera pas axée uniquement sur les processus de séparation du CAP.

Ce procédé convient dans le cas d'espaces exigus et aux petites STEP, car une grande partie de l'infrastructure déjà existante d'une installation à boues activées avec filtration peut être utilisée. Le traitement biologique doit toutefois posséder des réserves de capacité suffisantes. Par ailleurs, il faut s'attendre à une consommation de CAP plus élevée qu'avec le procédé « Ulm » ou le dosage de CAP avant la filtration.

## 7.2 Description du procédé

Lors de ce procédé, le charbon actif en poudre est directement dosé dans l'étape biologique et éliminé du système avec les boues en excès (voir le schéma dans la Figure 14). Le décanteur secondaire existant sert à la séparation des MES. Dans ce cas, la part de charbon actif dans le volume total de boues de la décantation secondaire est de 10-20%. Un filtre placé en aval empêche par ailleurs que les particules de charbon les plus fines soient évacuées hors du système (« polishing »). Pour ce faire, un filtre sur toile, un filtre à sable lavé de façon continue ou discontinue peuvent être utilisés.

Grand avantage de ce procédé: en cas de biologie à boues activées avec filtration existante, l'infrastructure peut être complétée et adaptée à moindres coûts. Les bassins existants peuvent être utilisés de manière optimale. Ce procédé exige donc très peu d'espace comparé à d'autres procédés de traitement au CAP. Les coûts d'investissement peuvent être maintenus à un niveau plus faible qu'avec le procédé « Ulm », par exemple.

### Dosage de CAP dans la biologie

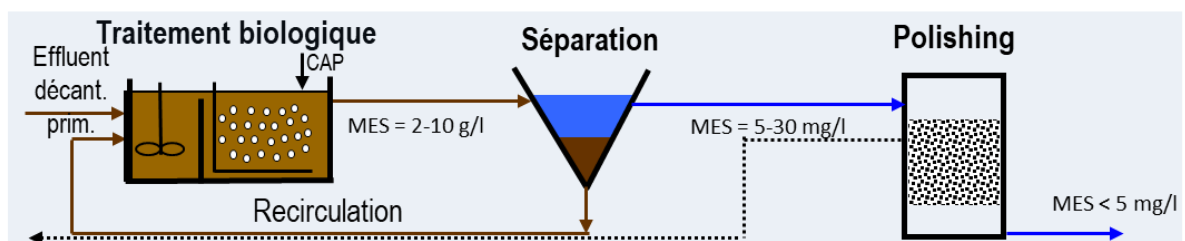


Figure 14. Schéma du procédé de dosage de charbon actif en poudre dans la biologie (adapté de Abegglen et Siegrist, 2012)

L'emplacement du dosage pour le CAP dans le bassin à boues activées doit être, si possible, à l'endroit ayant la plus faible concentration de COD (à la fin du bassin en cas de réacteurs plug-flow). La matrice organique entre en concurrence avec les micropolluants pour les sites d'adsorption disponibles et génère une consommation supplémentaire de CAP, comparé à un dosage de CAP « en aval » avec recirculation. Dans l'essai mené à échelle industrielle à la STEP de Flos (Wetzikon), la zone suivant la zone d'aération (env. 250 m<sup>3</sup>) a été identifiée comme étant un endroit approprié grâce à des mesures de COD effectuées préalablement dans le bassin à boues activées. Le temps de séjour était de 1.8 h à un débit moyen (140 m<sup>3</sup>/h) et de 30 min à un débit maximal (540 m<sup>3</sup>/h) (Stoll et al., 2015).

Le CAP utilisé est réintroduit dans la biologie avec les boues en excès issues de la sédimentation. Par conséquent, son temps de séjour dans le système correspond à l'âge des boues biologiques.

### 7.3 Applications actuelles

Le procédé de dosage direct dans la biologie a été mis en œuvre à l'échelle industrielle pour éliminer les micropolluants dans les stations d'épuration suivantes:

- Mise en œuvre à l'échelle industrielle à la STEP de Flos, Wetzikon (CH)

Des essais pilotes ont également été menés dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP de Flos (Wetzikon, CH, échelle industrielle (Stoll et al., 2015; Obrecht et al., 2015)
- STEP de Schönau (Cham, CH), échelle semi-industrielle (Rössler et Metzger, 2015)
- Technikum der Emschergenossenschaft (Allemagne), échelle semi-industrielle (Evers et al., 2017)
- STEP de Schwerte (Ruhrverband, Allemagne), échelle industrielle (Grünebaum et al., 2011)

En Suisse, le premier essai pilote à l'échelle industrielle a été effectué à la STEP de Flos (Wetzikon). Une exploitation stable a pu être maintenue pendant 18 mois. Les analyses étaient basées sur des résultats d'essais obtenus à l'Eawag (Zwickenpflug et al., 2010).

Dans le projet de recherche de l'Emschergenossenschaft, l'accent a été mis sur la comparaison entre le dosage de CAP dans la biologie à boues activées et une étape CAP « en aval ». L'étape CAP « en aval » était constituée d'un réacteur de contact, d'un bassin de sédimentation et d'un filtre Dynasand.

### 7.4 Principales exigences

#### 7.4.1 Élimination des micropolluants

Avec un dosage de 18 mgCAP/l (env. 2.4 mgCAP/mgCOD), les micropolluants mesurés lors de l'essai pilote à la STEP de Flos (Wetzikon) étaient éliminés à plus de 80%. En cas de pluie, 4 des 5 substances mesurées (toutes sauf le mécoprop) étaient éliminées à env. 80%. Par conséquent, aucun recul du rendement d'épuration n'a pu être constaté par temps de pluie, ce qui semble indiquer une capacité d'adsorption élevée du CAP dans les boues activées.

À la STEP de Schönau (Cham), une élimination des MP de 80% a été possible avec un dosage de 15 mgCAP/l (env. 0.6 à 1 mgCAP/mgDCO<sub>dissoute</sub>). Les quantités de dosage nécessaires dépendent fortement de la matrice organique et ne peuvent pas être reprises telles quelles pour les eaux usées d'autres installations.

Le dosage de CAP dans le traitement biologique est un procédé à étape unique. Avec un même dosage de CAP, il est beaucoup moins efficace qu'un procédé à deux étapes (dosage « en aval » avec recirculation de CAP dans la biologie) en ce qui concerne l'élimination des MP (Zwickenpflug et al., 2010; Metzger, 2010). Le projet de recherche de l'Emschergenossenschaft a montré qu'avec un dosage identique de CAP le rendement était inférieur d'env. 15 à 20% à celui d'une étape CAP « en aval » (Evers et al., 2017).

Un essai d'interruption du dosage dans le cadre de l'essai pilote de la STEP de Flos a révélé l'importance du pouvoir tampon du CAP dans une biologie à boues activées. La plupart des substances présentent encore un taux d'élimination douze heures après l'arrêt du dosage. Lors

d'un essai comparable mené à la STEP de Schönau, des rendements d'élimination de 45% ont même été constatés au bout d'une semaine pour le benzotriazole et la carbamazépine, deux substances facilement adsorbables. À ce moment-là, le taux de réduction du diclofénac, une substance moyennement adsorbable, était encore de 20%. Aucun effet tampon n'a pu être constaté pour le mécoprop, une substance difficilement adsorbable. Le taux d'épuration de 80% exigé par la loi ne peut donc être atteint qu'avec un dosage continu de charbon actif frais. Par conséquent, un certain stock de charbon actif plus ou moins chargé doit être formé dans la biologie à boues activées. Ce dernier maintient provisoirement le rendement d'élimination du procédé lors de brèves interruptions de dosage.

Les filtres à sable éliminent également certains micropolluants, comme décrit dans le chapitre 6.5.1.

#### **7.4.2 Principale exigence attendue de l'étape de séparation: rétention du charbon actif en poudre**

Le charbon actif en poudre est en partie incorporé dans les boues activées lors du dosage dans la biologie. L'effet est le suivant: le CAP est bien retenu et donc la part de CAP dans les matières en suspension présentes à la sortie de la STEP est plus faible qu'avec un procédé CAP « en aval ». Une étape de « polishing » sous la forme de filtration est toutefois nécessaire afin de minimiser les pertes de CAP.

### **7.5 Effets supplémentaires du procédé**

#### **7.5.1 Paramètres organiques (COD / DCO)**

En plus des indications données au chapitre 4.2.1, une diminution supplémentaire de la DCO de 2.5 à 3 mg/l a été obtenue avec un dosage de CAP de 15 à 20 mg/l lors d'un essai à l'échelle industrielle mené à la STEP de Schönau (Cham).

#### **7.5.2 Nutriments (azote et phosphore)**

Si l'étape de traitement biologique dispose d'un volume suffisant et donc sans influence négative sur la nitrification, le dosage de CAP n'a aucun effet sur l'élimination de l'azote.

Il est supposé que la dégradation de l'azote au niveau de l'étape de séparation correspond à celle d'un filtre à sable conventionnel sans dosage de CAP (voir chapitre 6.6.2).

Le phosphore lié sous forme particulaire est retenu en même temps que les MES, contrairement au phosphate.

#### **7.5.3 Matières en suspension (MES) et turbidité**

Les mesures de turbidité à la STEP de Flos (Wetzikon) ont montré qu'une partie des boues de la décantation secondaire est lessivée pendant les épisodes de pluie. Elle peut toutefois être retenue dans la filtration. Ces résultats confirment l'importance d'une étape de « polishing » en aval (un filtre Dynasand, comme à la STEP de Flos), après laquelle la turbidité reste à un niveau bas et stable, même par temps de pluie (Obrecht et al., 2015).

#### **7.5.4 Réduction du nombre de germes**

Aucun complément aux chapitres 4.2.5 et 6.6.4 n'est nécessaire.

### 7.5.5 Décoloration

Aucun complément au chapitre 4.2.6 n'est nécessaire.

### 7.5.6 Élimination des odeurs

Aucun complément au chapitre 4.2.7 n'est nécessaire.

## 7.6 Autres aspects

### 7.6.1 Coûts d'investissement et d'exploitation

Le dosage de CAP dans la biologie implique des coûts d'investissement relativement faibles, qui dépendent de l'infrastructure existante. Si une nouvelle filtration sur sable doit être construite, les coûts peuvent être estimés sur la base du chapitre 6.7.1.

Comparé à un dosage de CAP « en aval » avec recirculation dans la biologie, il faut s'attendre à une augmentation de la consommation de CAP, ce qui se répercute dans les coûts d'exploitation.

### 7.6.2 Consommation de ressources

Le traitement au CAP nécessite du charbon actif en poudre, du coagulant, du floculant, de l'électricité et de l'espace. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation de ressources liées à l'adsorption au charbon actif en poudre sont décrites dans le chapitre 4.3.2.
- **Coagulant/floculant:** les expériences faites dans le Bade-Wurtemberg (KomS) montrent qu'avec cette technique de traitement aucun dosage séparé de coagulant et de floculant n'est nécessaire pour la séparation du CAP. Le CAP est entièrement incorporé dans les floccs de boue.
- **Électricité:** avec une filtration existante, aucune augmentation notable de la consommation d'électricité n'est attendue.
- **Espace:** l'utilisation des bassins existants permet de minimiser la consommation de ressources de ce procédé. S'il n'y a pas de filtre existant, le recours à de la surface supplémentaire s'ajoute, conformément à la description faite dans le chapitre 6.7.2.

### 7.6.3 Interfaces avec le traitement précédent

Les interfaces avec le traitement en amont sont répertoriées ci-après:

- Dans la mesure où le CAP est dosé dans la biologie, de nombreuses interactions se produisent. Comme décrit précédemment, le CAP est en partie incorporé dans les floccs de boue activée, ce qui a pu être montré sur des images de microscope (Figure 15). Une grande partie du CAP sédimente avec les boues activées et est réintroduite dans la biologie via la recirculation existante. L'extraction des boues excédentaires de CAP a lieu avec celle des autres boues en excès.

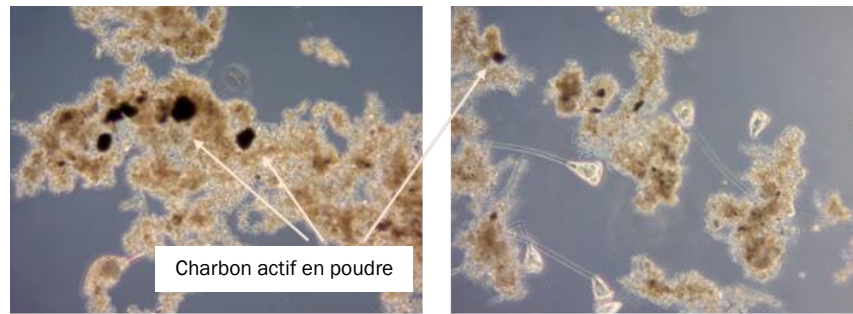


Figure 15. Incorporation du CAP dans les flocs de boue activée (GVRZ & KomS: analyses de l'élimination des micropolluants à l'aide du dosage de charbon actif en poudre simultané à la STEP de Schönau).

- Par le dosage de CAP, la part inerte de boues augmente dans le bassin à boues activées. Sans augmentation de la teneur en matières sèches dans le bassin à boues activées, la quantité de boues biologiquement actives diminue, impliquant une diminution de l'âge des boues aérobies. Par conséquent, il est nécessaire d'avoir suffisamment de réserve dans la biologie, si ce procédé est choisi. Le procédé de nitrification en lui-même ne semble pas être influencé négativement selon les études de l'Eawag (Zwickenpflug et al., 2010) et les expériences faites jusqu'à présent (STEP de Flos, STEP de Schönau).
- Comme mentionné plus haut, la charge de COD au point de dosage est l'un des facteurs permettant de déterminer le dosage nécessaire de CAP. Des études ont montré que, pour une même quantité de charbon actif, l'élimination des micropolluants est plus élevée dans le cas d'eaux usées avec une faible charge organique par rapport à des eaux usées ayant une charge organique restante plus élevée (Metzger, 2010). Selon l'endroit où le CAP est dosé dans la biologie, la concentration de COD est plus élevée que dans une étape CAP « en aval », impliquant une augmentation de la consommation de charbon actif.
- Les concentrations en MES à la sortie de la décantation secondaire influencent le dimensionnement de l'étape de « polishing » (filtration).
- Recirculation de l'eau de lavage des filtres à l'entrée de la STEP ou dans l'étape biologique (analogue au chapitre 6.7.3).

#### 7.6.4 Influence sur le traitement des boues

Selon les essais réalisés à l'Eawag (Zwickenpflug et al., 2010), une amélioration des propriétés de décantation de la boue est attendue grâce au dosage simultané de CAP dans la biologie. Cela a également pu être observé à la STEP de Flos, où l'indice de volume des boues (IVB) était parfois très mauvais avant les essais. Il a été constaté que l'IVB s'améliorait de façon significative grâce au dosage de CAP, mais uniquement lorsque des flocculants organiques avaient été ajoutés (Obrecht et al., 2015). Les essais menés à la STEP de Flos et les expériences acquises en Bade-Wurtemberg ont montré qu'aucun dosage supplémentaire de coagulant n'était nécessaire pour le dosage de CAP dans la biologie.

Les essais réalisés à la STEP de Schönau n'ont révélé aucun effet positif du dosage de CAP sur l'IVB lorsque la boue avait déjà de bonnes propriétés de décantation. L'IVB n'est toutefois pas influencé négativement par le CAP (Rössler et Metzger, 2015).

Aucune usure n'était visible sur les rotors des pompes de recirculation des boues pendant l'essai pilote à la STEP de Flos (Wetzikon).

La quantité de boue augmente de manière analogue à d'autres procédés au CAP en raison de l'ajout de CAP.

### **7.6.5 Aspects liés à la sécurité**

Les aspects liés à la sécurité lors du stockage et du dosage du CAP sont traités dans le chapitre 4.3.5.

### **7.6.6 Implémentation dans l'installation existante**

Ce procédé peut être implémenté sans problème dans l'installation existante, si la capacité de la biologie est suffisante et si une filtration sert d'étape de « polishing »

### **7.6.7 Extensibilité**

Lors d'un dosage direct de CAP dans la biologie, un agrandissement hydraulique ne peut avoir lieu que si l'ensemble de la biologie de la STEP est agrandi (lignes supplémentaires, agrandissement des bassins, etc.).

L'extensibilité d'une décantation secondaire et d'une filtration sur sable est traitée dans le chapitre 6.7.7.

### **7.6.8 Questions en suspens**

Des processus biologiques améliorant l'élimination des MP ont-ils lieu dans les floccs de boue chargés de CAP?

## **B Rétention du CAP par filtration sans séparation préalable**

### **8 Dosage de CAP avant un filtre à sable (sans réintroduction dans le réacteur de contact)**

#### ***L'essentiel en bref***

*Le dosage de CAP avant un filtre à sable est une solution compacte du point de vue de technique. Dans ce cas, la filtration agit à la fois comme réacteur de contact et étape de séparation (une décantation intermédiaire n'est pas nécessaire). Les essais pilotes réalisés jusqu'ici se sont déroulés avec succès. Ce procédé a donc été choisi pour différentes installations.*

**Principales exigences:** *lors du dosage de CAP avant un filtre à sable (STEP d'Ergolz 1 et STEP de ProRhen), un taux moyen de rétention du CAP de plus de 99% a été mesuré.*

**Effets supplémentaires:** *le dosage de CAP avant un filtre à sable permet une élimination supplémentaire du COD. La dégradation de l'azote correspond à celle d'un filtre à sable conventionnel (sans dosage de CAP). La concentration de phosphates est réduite d'env. 50% grâce à l'ajout de fer. Les valeurs MES et les valeurs de turbidité en sortie ont également pu être améliorées grâce à l'ajout de CAP et de fer.*

**Autres aspects:** *le dosage de CAP avant un filtre à sable nécessite peu d'espace. Si une station d'épuration dispose déjà d'une filtration sur sable, ce procédé est généralement très simple à intégrer.*

## 8.1 Introduction

Le dosage de CAP avant un filtre à sable est une solution compacte et relativement simple à mettre en œuvre du point de vue technique. Elle est particulièrement adaptée aux STEP possédant déjà un filtre à sable. La filtration ne remplit pas uniquement la fonction de « polishing », mais également celle de séparation du CAP. Par ailleurs, le CAP retenu dans le filtre présente encore une capacité d'adsorption. Le filtre agit ainsi comme un réacteur de contact, où des micropolluants supplémentaires se fixent au CAP. Par conséquent, le procédé sera décrit dans son ensemble par la suite et pas uniquement par rapport au mécanisme de séparation du CAP.

Dans ce chapitre, le filtre à sable désigne uniquement le filtre gravitaire bicouche classique (nous ne disposons actuellement d'aucune expérience avec des filtres à lit profond rétrolavés continuellement, tels que les filtres Dynasand).

Les expériences actuelles avec ce procédé de traitement se basent sur les résultats des projets de recherche de l'Université technique de Berlin (projet ASKURIS), la STEP de Kloten-Opfikon (Böhler et al., 2011), la STEP de Buchenhofen (Wupperverband; Bornemann et al., 2015) et la STEP d'Ergolz 1 (Löwenberg et al., 2016). Les essais se sont déroulés avec succès et semblent prometteurs pour une mise en œuvre dans les STEP.

## 8.2 Description du procédé

Avec le dosage de CAP avant une filtration, l'étape de séparation préalable devient superflue. Le CAP est dosé, mélangé, floculé avec un coagulant dans un réacteur de floculation, puis directement acheminé vers le filtre (Figure 16), où il sera stocké jusqu'au prochain rinçage. La concentration de CAP est donc créée par son intégration au lit filtrant, et pas par une recirculation interne (réintroduction dans le réacteur de contact). Le stockage de CAP dans le filtre joue un rôle central dans ce procédé de traitement. Mais il est recommandé de recirculer dans la biologie les eaux de lavage des filtres contenant le CAP, afin de profiter d'une adsorption supplémentaire, respectivement de l'effet des deux étapes.

### Dosage de CAP avant filtration SANS recirculation interne

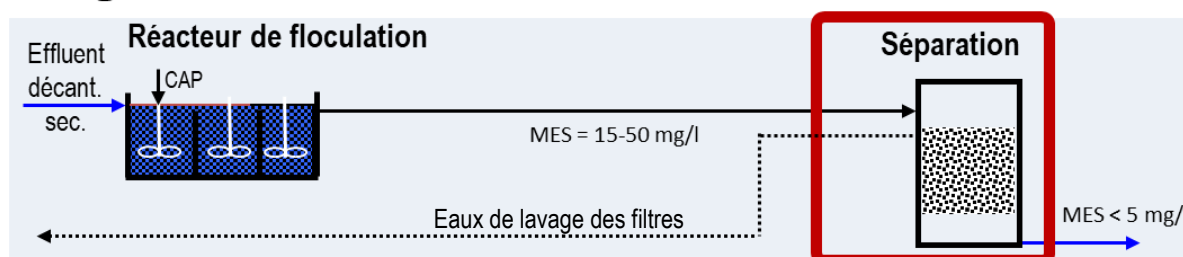


Figure 16. Schéma du procédé de dosage de charbon actif en poudre avant un filtre à sable (adapté d'Abegglen et Siegrist, 2012).

Ci-après seront présentées les bases de dimensionnement des essais menés à l'échelle industrielle à la STEP de Kloten Opfikon, dans le projet Aktifilt et Aktifilt Plus (STEP d'Ergolz 1 à Sissach) (Böhler et al., 2011; Löwenberg et al., 2016; Krahnstöver et al., 2018).

À la STEP d'Ergolz 1, le CAP a été dosé dans un réacteur de floculation existant, composé de trois zones d'un volume de 60 m<sup>3</sup> chacune. Les différentes zones ont été séparées par des cloisons et une alimentation d'air a été installée pour le brassage. Cet essai a montré que le processus de floculation et de mélange du CAP est un aspect central de ce procédé (Böhler et al., 2011), car la formation d'une structure adéquate de floccs (ni trop grosse ni trop petite) est nécessaire pour le bon fonctionnement du filtre. Une réduction du nombre de rotations des agitateurs d'environ 25%

dans le bassin de contact a un effet positif sur le processus de floculation (Krahnstöver et al., 2018). Différents produits de CAP nécessitent différentes conditions pour garantir la formation d'une structure de floccs optimale.

Le filtre bicouche existant (sable et schiste expansé) doté d'une surface filtrante de 22.5 m<sup>2</sup> (longueur = 7.5 m, largeur = 3 m) a pu être alimenté avec 30% du volume d'eau de la STEP ou maximum 100 l/s. Lors des essais menés à Opfikon, le volume d'eau a également été limité. En cas de pluie, des vitesses de filtration jusqu'à 16 m/h ont été atteintes dans les deux essais pilotes. La période de filtration (période entre deux rétrolavages) était de 1 à 3 jours pendant la durée de l'essai à Sissach. Lorsque la cellule filtrante atteignait une perte de charge spécifique donnée, un rétrolavage était déclenché. À Opfikon, les filtres sont rincés après 24h de fonctionnement.

Le réacteur de floculation est principalement utilisé pour le conditionnement du CAP (floculation) et peut donc être plus petit qu'un bassin de contact avec sédimentation et filtration. Le temps de séjour hydraulique minimal dans le bassin de floculation doit être compris entre 10 et 15 minutes pour une floculation optimale. Pour ce faire, les conditions de floculation du CAP doivent être prises en compte. Le temps de séjour minimal est déterminé plus précisément par d'autres analyses. Le CAP déjà accumulé dans le filtre à sable apporte la plus grande contribution à l'élimination globale, plus particulièrement si les conditions de processus varient.

L'accumulation cyclique du CAP dans le lit filtrant joue un rôle important pour la rétention des matières en suspension. Au cours d'un cycle de filtration, les matières en suspension pénètrent dans les couches les plus profondes du lit. Selon la granulométrie du matériau filtrant, les MES sont retenues dans les couches supérieures du filtre ou peuvent pénétrer dans les couches inférieures. Selon les analyses réalisées par Krahnstöver et al. (2018), le charbon actif en poudre a toutefois plus tendance à être retenu dans la partie supérieure de la couche supérieure que dans la partie inférieure, comparé aux MES. Les résultats montrent que la part de CAP diminue suivant la profondeur de la couche supérieure. La fine couche de sable inférieure doit garantir la rétention finale (Krahnstöver et al., 2018).

L'essai pilote réalisé à la STEP d'Ergolz 1 a montré que la perte de charge dans le lit filtrant doit servir de paramètre principal pour le déclenchement d'un lavage du filtre. La turbidité en sortie doit être utilisée comme paramètre secondaire (Krahnstöver et al., 2018).

En cas de pluie et à partir d'un certain débit, le dosage de CAP a été limité à une quantité définie. Grâce à cette mesure, le rendement d'élimination moyen a pu être conservé et un surdosage a pu être évité.

### **8.3 Applications actuelles**

Une réalisation à l'échelle industrielle de ce procédé est en service dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP de Schönau, Cham

Une réalisation à l'échelle industrielle de ce procédé est en cours de planification ou de construction dans les stations d'épuration suivantes:

- STEP d'Egg-Oetwil am See, Esslingen
- STEP de Lachen-Untermarch
- STEP de ProRheno, Bâle

- STEP de Gossau-Grüningen
- STEP de Stuttgart-Mühlhausen (Allemagne)

Des résultats obtenus à partir des projets pilotes suivants sont par ailleurs disponibles:

- STEP de Kloten-Opfikon (analyses de l'Eawag)
- STEP d'Ergolz 1 (Projekt Aktifilt)
- STEP de Buchenhofen, Wupperverband (Allemagne)
- Projet ASKURIS de l'Université technique de Berlin (Allemagne)

## 8.4 Principales exigences

### 8.4.1 Élimination des micropolluants

Comme mentionné précédemment, dans ce procédé, l'élimination de micropolluants a principalement lieu par adsorption sur CAP accumulé dans le lit du filtre à sable. Le processus d'adsorption démarre déjà dans le réacteur de floculation. Le CAP accumulé dans le filtre à sable (Figure 17) présente encore une capacité d'adsorption élevée.



Figure 17. Dépôt de CAP dans le filtre à sable (projet Aktifilt, Löwenberg et al., 2016)

Avec une recirculation des eaux de lavage vers la biologie, l'efficacité peut être augmentée de 10-50% en fonction des substances, car la capacité d'adsorption est mieux exploitée (traitement en deux étapes ; Böhler et al., 2011). Avec un dosage de 2 mgCAP/mgCOD et une recirculation des eaux de lavage dans la biologie, le rendement d'élimination requis de 80% a pu être atteint de manière fiable. La quantité de CAP consommée pourra probablement encore être diminuée pour un dosage avec recirculation. Le dosage de CAP nécessaire correspond par conséquent à celui du procédé « Ulm » (1-2 mgCAP/mgCOD).

À la STEP de Schönau (Cham), une quantité de 5 mgCAP/l a été dosée lors de la phase de démarrage. Ce dosage a permis d'obtenir un taux d'élimination des MP d'env. 72%. Avec un dosage légèrement plus élevé, le rendement d'épuration de 80% devrait être respecté. Le temps de séjour dans le bassin de floculation est de 15 minutes pour le débit maximal. La filtration a été dimensionnée pour une vitesse de filtration maximale de 16 m/h. Il est par ailleurs possible de doser le CAP directement dans les bassins à boues activées (dosage direct).

### 8.4.2 Principale exigence attendue d'un filtre à sable: rétention du charbon actif en poudre

Les analyses thermogravimétriques des échantillons de sortie réalisées lors d'essais pilotes à la STEP d'Ergolz 1 et la STEP de ProRheno (Bâle) ont révélé une rétention du CAP de plus de 99% (Krahnstöver et Wintgens, 2018).

## **8.5 Effets supplémentaires d'un filtre à sable**

### **8.5.1 Paramètres organiques (COD / DCO)**

Le COD en sortie peut être diminué en moyenne de 30% à 50% en fonction du dosage et avec une recirculation optionnelle des eaux de lavage dans la biologie. Avec un filtre à sable traditionnel, la diminution moyenne du COD est de 10% à 20%.

### **8.5.2 Nutriments (azote et phosphore)**

Il est supposé que la dégradation de l'azote dans l'étape de séparation correspond à celle d'un filtre à sable conventionnel sans dosage de CAP (voir chapitre 6.6.2).

L'ajout de fer a permis de réduire la concentration en phosphates de 50% par rapport à la concentration mesurée en sortie de la décantation secondaire. Dans les filtres de référence sans coagulant, l'élimination était d'env. 2%, soit une valeur négligeable. Le phosphore particulaire est retenu avec les MES.

### **8.5.3 Matières en suspension (MES) et turbidité**

Grâce au dosage de CAP et de coagulant (fer), et dans presque toutes les conditions de fonctionnement, les concentrations en MES et la turbidité ont pu être améliorées par rapport à un filtre à sable sans dosage de CAP. Cela s'explique par le dosage de fer qui permet l'incorporation d'autres fractions de matières solides dans la structure des floes.

Suite à un changement du type de CAP, des valeurs plus élevées de MES et de turbidité ont parfois été mesurées. Cependant, après l'optimisation du conditionnement, les valeurs de sortie se sont améliorées. Ces observations soulignent un comportement de floculation différent pour les deux types de CAP testés. C'est un aspect dont il faut tenir compte lors du conditionnement.

### **8.5.4 Réduction du nombre de germes**

Aucun complément au chapitre 4.2.5 n'est nécessaire.

### **8.5.5 Décoloration**

Aucun complément au chapitre 4.2.6 n'est nécessaire.

### **8.5.6 Élimination des odeurs**

Aucun complément au chapitre 4.2.7 n'est nécessaire.

## **8.6 Autres aspects**

### **8.6.1 Coûts d'investissement et d'exploitation**

Les coûts d'investissement sont comparativement bas en raison du faible nombre d'ouvrages nécessaires.

Les coûts d'exploitation sont relativement bas grâce aux faibles besoins en CAP. Par ailleurs, les coûts liés à la consommation d'énergie restent limités. L'exploitation est simple et l'optimisation de la précipitation du phosphore au niveau de toute la station d'épuration est possible.

## 8.6.2 Consommation de ressources

Le traitement au CAP nécessite du charbon actif en poudre, du coagulant, du floculant, de l'électricité et de l'espace disponible. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation de ressources liées à l'adsorption au charbon actif en poudre sont décrites dans le chapitre 4.3.2.
- **Précipitants/floculants:** un dosage de 0.1 mgFe/mgCAP a été déterminé lors des essais à la STEP de Kloten-Opfikon et s'est également révélé adapté dans le projet Aktifilt.
- **Électricité:** les intervalles de rétrolavage étaient comparables à ceux d'une filtration sur sable conventionnelle. Aucune augmentation de la consommation d'électricité n'est donc attendue pour un filtre existant.
- **Espace:** le dosage de CAP avant la filtration sur sable est avantageux en termes de consommation de ressources, en raison de son emprise au sol limitée et du faible nombre d'installations nécessaires. L'espace requis pour la filtration correspond à celui d'un filtre à sable conventionnel.

## 8.6.3 Interfaces avec le traitement précédent

Les interfaces avec le traitement biologique en amont sont répertoriées ci-après:

- Recirculation des eaux de lavage à l'entrée de la STEP ou (de préférence) dans la biologie.
- La qualité de l'effluent du traitement biologique influence la performance de l'étape CAP placée après (COD, MES).

La charge liée à la recirculation de l'eau de rinçage du filtre dans la biologie est similaire à celle d'une séparation préalable (voir chap. 6.7.3).

## 8.6.4 Influence sur le traitement des boues

Aucun complément au chapitre 4.3.4 n'est nécessaire.

## 8.6.5 Aspects liés à la sécurité

Les aspects de sécurité lors du stockage et du dosage du CAP sont traités dans le chapitre 4.3.5.

## 8.6.6 Implémentation dans l'installation existante

Si une station d'épuration dispose déjà d'une filtration sur sable, ce procédé est généralement simple à intégrer, ce qui constitue un grand avantage.

## 8.6.7 Extensibilité

Les paramètres limitant le dosage de CAP avant une filtration sur sable sont la vitesse de filtration maximale et la concentration de CAP dosée. Des cellules filtrantes et des pompes supplémentaires peuvent être ajoutées dans la station de relevage, en fonction de la conception de l'ouvrage. Une augmentation de la hauteur du lit filtrant est éventuellement possible pour gagner une chambre de réaction supplémentaire. Mais cela ne permet pas d'en augmenter la capacité hydraulique.

## 9 Dosage de CAP avant la filtration membranaire « en aval » (avec ou sans réintroduction dans le réacteur de contact)

### **L'essentiel en bref**

*Les procédés à filtration membranaire (type ultrafiltration) permettent théoriquement d'obtenir des effluents sans matières en suspension ni germes. Des membranes immergées avec augmentation de la concentration de CAP (via la réintroduction dans le réacteur de contact) ou des membranes sous pression sans augmentation de la concentration de CAP ont donné des résultats positifs.*

**Principales exigences:** *en principe, le charbon actif en poudre est entièrement retenu par l'ultrafiltration. Malgré tout, il est recommandé de surveiller la qualité de l'effluent, car une rupture de la membrane ou une fuite pourrait entraîner une perte de CAP.*

**Effets supplémentaires:** *les matières organiques sont réduites par adsorption au CAP et rétention par la membrane. Dans le projet Aquapure, une réduction du COD de plus de 50% a pu être atteinte. L'ajout de fer provoque la précipitation des phosphates. En principe, une ultrafiltration retient complètement les matières en suspension. Les bactéries sont théoriquement entièrement retenues et les virus presque complètement.*

**Autres aspects:** *les coûts d'investissement et d'exploitation sont plus élevés que d'autres procédés en raison de l'utilisation d'une technique membranaire. Cependant, ce procédé permet un traitement supplémentaires (hygiénisation, effluent sans MES). Un traitement mécanique suffisant est nécessaire pour éliminer les matières grossières.*

## 9.1 Introduction

Les procédés à filtration membranaire, ou plus exactement les procédés d'ultrafiltration, permettent d'obtenir des effluents théoriquement exempts de MES et de germes. Une rétention complète du CAP peut donc être attendue. De plus, une désinfection quasi complète a lieu. Mais, en raison de la formation d'un biofilm et de la prolifération de germes après la membrane - parfois provoquée par des fuites minimales et des pores « endommagés » - l'effluent n'est pas totalement exempt de matières en suspension et de germes.

L'ultrafiltration n'élimine pas les micropolluants, car les pores sont trop gros. Pour cela, une nanofiltration avec de plus petits pores devrait être mise en place. Mais l'utilisation de ce type de membranes est techniquement très onéreuse et donc non rentable dans le domaine de l'épuration des eaux usées communales.

La séparation du charbon actif en poudre à l'aide d'une membrane d'ultrafiltration est utilisée dans le traitement de l'eau potable. Dans l'épuration des eaux usées (y compris l'élimination des MP), des installations de filtration membranaire sont utilisées sous forme de bio-réacteur à membranes (MBR) ou d'étape placée en aval. Une réutilisation des eaux usées est possible en raison de la qualité élevée du perméat.

La deuxième variante (filtration membranaire comme étape de séparation et de rétention du CAP) est décrite ci-après. Ce faisant, le système est pris en compte dans sa globalité (adsorption et séparation du CAP).

## 9.2 Description du procédé

Le procédé est composé d'un réacteur de contact (dans lequel le charbon actif en poudre frais est dosé) et de l'étape de séparation du CAP par ultrafiltration. Pour améliorer le fonctionnement de l'ultrafiltration, un précipitant est souvent dosé en plus. En principe, le procédé peut avoir lieu avec ou sans augmentation de la concentration de CAP (c'est-à-dire avec ou sans réintroduction du CAP dans le réacteur de contact, voir Figure 18).

### Dosage de CAP avant filtration AVEC recirculation interne

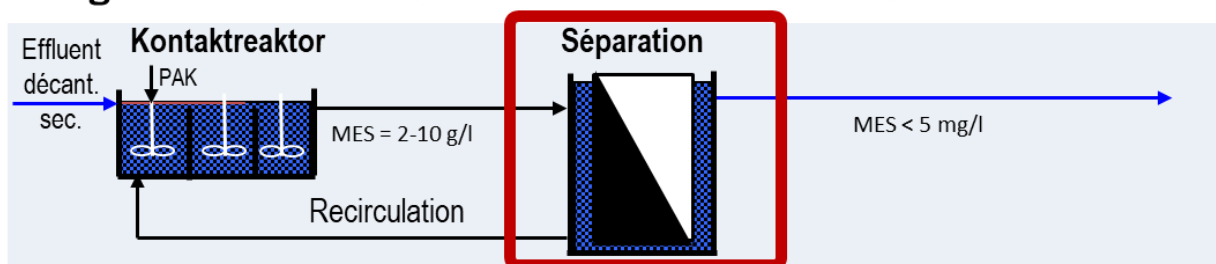


Figure 18. Schéma d'une membrane d'ultrafiltration comme étape de rétention du CAP (adapté d'Abegglen et Siegrist, 2012)

Dans le domaine des procédés à membranes, une distinction est faite entre les systèmes immergés et les systèmes sous pression:

- **Membrane immergée:** avec les systèmes immergés, la membrane est directement installée dans l'eau 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 filtré (avec d'autres matières en suspension) est éliminé à l'aide de turbulences et de rétrolavages périodiques de la

membrane. Le CAP est concentré dans le réacteur de contact en amont grâce à la recirculation.

- **Membrane sous pression:** avec les systèmes sous pression (membranes sous pression), la filtration de l'eau contenant du CAP se fait de l'intérieur des fibres membranaires vers l'extérieur. Soit la même quantité d'eau que celle pouvant s'écouler à travers la membrane est pompée (exploitation « dead end ») soit une plus grande quantité d'eau que le perméat s'écoulant est pompée, de sorte qu'un excédent d'eau quitte à nouveau la membrane (exploitation « cross flow »). Le fonctionnement « cross flow » diminue la constitution des gâteaux de filtre sur la surface de la membrane (des rétrolavages sont néanmoins nécessaires). En exploitation « dead end », le CAP est exclusivement éliminé via le rétrolavage. Une augmentation de la concentration en CAP n'a pas de sens en exploitation « dead end », car la consommation d'énergie serait trop élevée (un trop grand nombre de rétrolavages serait nécessaire en raison de la formation d'une couche sur la membrane).

Des systèmes à membrane permettant de séparer le CAP ont été utilisés au cours de différents essais pilotes (Tableau 6; STEP de Vidy à Lausanne et projet Aquapure). Il est apparu que des membranes immergées combinées à une augmentation de la concentration en CAP (grâce à la réintroduction dans le réacteur de contact) donnaient de très bons résultats. Une membrane sous pression aurait nécessité une consommation d'énergie trop élevée pour la séparation du CAP. En revanche, la membrane sous pression a été mise en service avec succès dans des systèmes sans augmentation de la concentration en CAP (une membrane immergée est considérée comme peu pertinente dans ces systèmes). Ces résultats ont été confirmés par une nouvelle étude menée à la STEP de Neuss-Ost (Allemagne; Herbst et al., 2016), où une membrane immergée permettant de séparer le CAP a été exploitée avec succès dans le cadre d'un essai pilote.

*Tableau 6. Combinaison de deux systèmes à membrane (immergée, sous pression) avec/sans augmentation de la concentration en CAP via une recirculation interne dans le réacteur de contact. Les applications les plus prometteuses (immergées avec concentration; sous pression sans concentration) sont entourées par un cadre plus épais.*

	<b>Membrane immergée</b>	<b>Membrane sous pression</b>
<b>Avec augmentation de la concentration en CAP</b>	Testée avec des résultats positifs (Löwenberg et al., 2013)	Testée avec résultats négatifs (l'exploitation cross flow génère une consommation trop élevée d'énergie) (Margot et al., 2013)
<b>Sans augmentation de la concentration en CAP</b>	Pas testée, mais n'est pas considéré comme pertinent	Testée avec des résultats positifs (exploitation dead end) (Löwenberg et al., 2013, Herbst et al., 2016)

Le fonctionnement n'étant pas le même, des différences significatives apparaissent lors de la mise en œuvre de l'installation. Elles sont brièvement décrites ci-après:

- **Membranes immergées:** les membranes immergées nécessitent des bassins au moins aussi grands que pour le réacteur de contact de CAP (temps de contact de plus de 30 minutes avec  $Q_{max}$ ). Dans la mesure où le CAP est réintroduit dans le réacteur de contact et que sa concentration peut ainsi être augmentée, un temps de séjour du CAP de plusieurs jours est possible. De plus, avec ce mode opératoire, la charge hydraulique due à la recirculation dans l'étape de traitement biologique est plus faible qu'avec une

recirculation complète du CAP dans la biologie (sans réintroduction dans le réacteur de contact).

- **Membranes sous pression:** avec ce procédé, le système membranaire ne présente qu'un faible volume, rendant nécessaire un réacteur de contact en amont. Pour ce faire, le temps de séjour minimal devrait se situer à environ 30 minutes (avec  $Q_{max}$ ). Il en découle un temps de séjour total moyen de 45 à 60 minutes pour le CAP, en incluant le temps de séjour dans le système membranaire (intervalles de rétrolavage de 30 à 60 minutes). Ces temps de séjour sont plutôt courts. Pour utiliser le plus efficacement possible la capacité d'adsorption disponible du charbon actif, une recirculation des eaux de lavage dans la biologie est donc recommandée.

Sur la base des projets susmentionnés et de l'état actuel de la technique, les indicateurs des deux variantes de procédés (membrane immergée et sous-pression) suivants peuvent être définis (tableau 7).

Tableau 7. Indicateurs pertinents pour des procédés avec membranes immergées et sous-pression.

	<b>Membrane immergée (avec augmentation de la concentration de CAP)</b>	<b>Membrane sous pression (dead-end)</b>
<b>Flux membranaire (l/m<sup>2</sup>*h)</b>	20-30	60-90
<b>Perméabilité (l/m<sup>2</sup>*h*bar)</b>	env. 200	env. 300
<b>Rendement perméat (%)</b>	env. 95%	90-95%
<b>Consommation d'électricité (kWh/m<sup>3</sup>)</b>	0.15-0.20	0.075-0.10
<b>Consommation de CAP spécifique (g CAP/g COD)</b>	2.0-2.5	2.5-3.0 *

\* Sans prise en compte de la recirculation dans la biologie

Des recherches ont été récemment effectuées avec un CAP moulu très finement, sur lequel l'adsorption de MP est beaucoup plus rapide (Bonvin et al., 2016). Les résultats sont très intéressants. En revanche, les coûts spécifiques de ce type de CAP ne sont pas connus, tout comme la manutention nécessaire lors du transport, du stockage et du dosage.

### 9.3 Applications actuelles

Les procédés à membranes immergées et sous-pression n'ont pas encore été réalisés à l'échelle industrielle pour séparer le CAP des eaux usées. Mais il existe des installations à l'échelle industrielle dans d'autres domaines. Des membranes sous pression pour séparer le CAP sont par exemple utilisées dans le traitement de l'eau potable. Dans le domaine des eaux usées, des membranes immergées sont également utilisées dans des bioréacteurs à membrane (MBR). Il a pu être démontré que le CAP pouvait également être retenu très efficacement lorsque le CAP était dosé dans le MBR (voir chap. 10; Ribic SA, 2014). Des expériences d'exploitation sur plusieurs années (en combinaison avec les essais pilotes susmentionnés) confirment la faisabilité générale.

## **9.4 Principales exigences**

### **9.4.1 Élimination des micropolluants**

Le rendement épuratoire dépend fortement du CAP choisi, du dosage, du temps de contact et de la possibilité d'augmenter la concentration par réintroduction dans le bassin de contact. Avec les membranes sous pression, il faut s'attendre à une consommation de CAP légèrement plus élevée qu'avec les membranes immergées en raison d'un temps de séjour du CAP plus court.

### **9.4.2 Principale exigence attendue d'une membrane d'ultrafiltration: rétention du charbon actif en poudre**

En principe, le charbon actif en poudre est retenu intégralement par l'ultrafiltration. Mais il est malgré tout recommandé de surveiller la qualité des effluents, car une rupture de la membrane ou une fuite peut éventuellement entraîner une perte de CAP.

## **9.5 Effets supplémentaires d'une membrane d'ultrafiltration**

### **9.5.1 Paramètres organiques (COD / DCO)**

La réduction des matières organiques a principalement lieu par adsorption sur le charbon actif en poudre. Mais la concentration de matières organiques peut également être réduite par les processus suivants:

- Précipitation/floculation du CAP (intégration dans la structure des floccs, précipitation)
- Rétention par la membrane (selon la taille effective des pores) et
- Croissance de la biomasse (dans ce cas, les matières organiques servent de substrat).

Mais une croissance significative de la biomasse n'est observée qu'avec des procédés permettant une augmentation de la concentration en CAP (la biomasse dans l'affluent est également augmentée en conséquence). Dans le projet Aquapure (Löwenberg et al., 2013), une réduction du COD de plus de 50% a pu être obtenue.

### **9.5.2 Nutriments (azote et phosphore)**

L'ajout de fer pour la floculation du CAP provoque également une précipitation du phosphate. La qualité des effluents par rapport au  $P_{\text{tot}}$  est ainsi améliorée de manière significative, et ce d'autant plus que les substances particulaires sont complètement retenues (voir plus bas).

Une légère nitrification résiduaire (élimination de l'azote) peut être attendue dans les systèmes avec augmentation de la concentration de CAP – impliquant également à une augmentation de la biomasse provenant de l'affluent - s'il y a de l'oxygène. Dans la plupart des systèmes, il y a suffisamment d'oxygène en raison de l'aération de la membrane.

### **9.5.3 Matières en suspension (MES) et turbidité**

En principe, une ultrafiltration intacte retient complètement les matières en suspension (MES). Mais il convient de prendre en compte que l'« effluent final » (c'est-à-dire après la membrane) peut contenir de très faibles quantités de matières non dissoutes en raison du développement d'un biofilm dans les conduites et les bâches. La concentration en MES peut donc augmenter légèrement.

### 9.5.4 Réduction du nombre de germes

Théoriquement, une ultrafiltration retient complètement les bactéries et presque entièrement les virus. Mais il convient de prendre en compte que l'effluent final peut contenir de très faibles quantités de germes en raison du développement d'un biofilm dans les conduites et les bâches.

### 9.5.5 Décoloration

Aucun complément au chapitre 4.2.6 n'est nécessaire.

### 9.5.6 Élimination des odeurs

Aucun complément au chapitre 4.2.7 n'est nécessaire.

## 9.6 Autres aspects

### 9.6.1 Coûts d'investissement et d'exploitation

Les coûts d'investissement et d'exploitation sont plus élevés par rapport à d'autres procédés, en raison de la technique membranaire. Les éléments suivants contribuent à l'augmentation des coûts:

- Consommation d'électricité
- Produits chimiques pour le nettoyage de la membrane
- Remplacement de la membrane (durée de vie attendue: 10 ans)

L'importance de l'augmentation des coûts d'investissement et d'exploitation liée à la consommation accrue de ressources ou la technique membranaire reste encore à clarifier. Dans ce contexte, il convient également de prendre en compte le rendement épuratoire supplémentaire (désinfection) grâce à la rétention efficace des germes.

### 9.6.2 Consommation de ressources

Le traitement au CAP nécessite du charbon actif en poudre, du coagulant, du floculant, de l'électricité et de l'espace. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation de ressources liées à l'adsorption au charbon actif en poudre sont décrites dans le chapitre 4.3.2.
- **Coagulant/floculant:** le coagulant est utilisé pour améliorer la filtrabilité (floculation de substances colloïdales).
- **Électricité:** voir le tableau 7.
- **Espace:** l'emprise au sol de ces systèmes est relativement réduite et similaire à celle d'une filtration sur sable.

### 9.6.3 Interfaces avec le traitement précédent

Les interfaces avec le traitement biologique en amont sont répertoriées ci-après:

- Recirculation de la « boue de CAP » (procédé avec augmentation de la concentration) ou des eaux de lavage (procédé sans augmentation de la concentration) à l'entrée de la STEP ou (de préférence) dans l'étape biologique.
- En ce qui concerne le procédé avec augmentation de la concentration, la quantité de « boue de CAP » réintroduite peut être très faible et un traitement direct (acheminement

direct dans le traitement des boues ou éventuellement déshydratation) serait également envisageable.

- La qualité de l'effluent de l'étape biologique influence la performance de l'étape CAP placée en aval (COD, MES).

#### **9.6.4 Influence sur le traitement des boues**

Aucun complément au chapitre 4.3.4 n'est nécessaire.

#### **9.6.5 Aspects liés à la sécurité**

Les aspects liés à la sécurité lors du stockage et du dosage de CAP sont traités dans le chapitre 4.3.5. Les aspects habituels liés à la sécurité doivent être respectés pour le nettoyage chimique de la membrane (en règle générale avec des acides et des solutions alcalines).

#### **9.6.6 Implémentation dans l'installation existante**

Dans la plupart des cas, ce procédé requiert un nouvel ouvrage. Certaines parties de l'installation peuvent parfois être réalisées dans des ouvrages existants.

#### **9.6.7 Extensibilité**

La taille de l'installation dépend directement de la quantité d'eau à traiter. Les éventuelles extensions doivent être prises en compte dès le début en termes de travaux. L'équipement de la filtration membranaire est conçu de manière modulaire et peut être agrandi de manière relativement simple avec une préparation appropriée.

#### **9.6.8 Divers**

Pour un système de membranes sous-pression, il convient de prévoir un prétraitement mécanique des eaux usées suffisant afin d'éliminer les matières grossières. Avec les systèmes immergés, un traitement primaire correspondant est également nécessaire, selon le type de membrane.

La taille d'une filtration membranaire ne dépend pas seulement du volume d'eau, mais également de la température des eaux usées (une plus grande surface membranaire est nécessaire à basse température). Pour les STEP traitant des eaux usées extrêmement froides, un procédé à filtration membranaire est donc moins intéressant.

## 10 Dosage direct de CAP dans la biologie membranaire

### **L'essentiel en bref**

*Avec cette technique de traitement, la biologie membranaire (MBR) sert à la fois de réacteur de contact et de procédé de séparation. Pour la plupart des biologies membranaires, des membranes d'ultrafiltration ont été mises en place pour permettre une élimination des matières en suspension et des germes. Lors de l'essai pilote réalisé à la STEP du Locle, aucun effet négatif du CAP sur le fonctionnement de l'installation MBR n'a été constaté. Le dosage de CAP dans le MBR n'a pas encore été utilisé à l'échelle industrielle dans des STEP communales.*

**Principales exigences:** *l'ultrafiltration retient entièrement le CAP. Mais il est malgré tout recommandé de surveiller la qualité de l'effluent, car une rupture de la membrane ou une fuite pourrait entraîner une perte de CAP.*

**Effets supplémentaires:** *outre la dégradation biologique et la rétention membranaire, la réduction du COD a également lieu par adsorption au CAP. En théorie, l'ultrafiltration retient entièrement les matières en suspension ainsi que les bactéries. Les virus sont presque complètement retenus.*

**Autres aspects:** *les coûts d'investissement et d'exploitation sont plus élevés par rapport à d'autres procédés, en raison de la technique membranaire. Un traitement primaire mécanique suffisant est nécessaire pour éliminer les matières grossières.*

## 10.1 Introduction

Le procédé consistant à doser du CAP dans la biologie membranaire est un cas spécifique, car la biologie membranaire sert à la fois de réacteur de contact et de procédé de séparation. Avec une « biologie membranaire », également connue sous le nom de bioréacteur à membrane (MBR), une filtration membranaire remplace la décantation secondaire. Pour la plupart des biologies membranaires, des membranes d'ultrafiltration sont mises en place pour permettre une élimination des matières en suspension et des germes. Les germes résistants aux antibiotiques et les microplastiques sont également retenus de manière efficace. Lorsque le CAP est directement dosé dans le MBR, le CAP est entièrement retenu, sans étapes supplémentaires.

Les pores d'une membrane d'ultrafiltration sont trop gros pour éliminer les micropolluants des eaux usées. Pour cela, une nanofiltration ayant de plus petits pores devraient être utilisée. Toutefois, l'utilisation d'une nanofiltration est techniquement très onéreuse et donc non rentable dans le domaine de l'épuration des eaux usées.

Le dosage de CAP dans un MBR est utilisé depuis quelques années dans le traitement des eaux usées industrielles pour lier des substances (toxiques) inhibitrices. Ce procédé d'élimination des micropolluants des eaux usées communales a seulement été étudiée dans quelques projets. Les résultats ont confirmé que ce procédé est également prometteur pour cette application. Le dosage de CAP dans un MBR est donc une variante possible pour des installations MBR existantes. Mais l'utilisation d'un MBR dans le cas d'un projet spécifique dépend d'autres facteurs.

Le système MBR est analysé ci-après dans son ensemble (c'est-à-dire adsorption des micropolluants sur le charbon actif et séparation du CAP), car la filtration membranaire sert d'étape de séparation principale pour la rétention du CAP.

## 10.2 Description du procédé

Différents aspects doivent être pris en compte lors du dosage de CAP dans un MBR:

- **Dosage de CAP:** le CAP est dosé dans la zone du MBR, où les processus de traitement biologique sont quasiment achevés (c'est-à-dire au milieu ou à la fin de la zone de nitrification). Cela permet d'utiliser la capacité d'adsorption du CAP frais le plus efficacement possible (moins de concurrence avec les matières organiques pour les sites d'adsorption disponibles sur le charbon actif).
- **Temps de séjour du CAP dans le système:** le temps de séjour du CAP correspond à l'âge des boues biologique et est généralement d'au moins 10 jours (les MBR sont en règle générale dimensionnés pour une nitrification complète). L'extraction du CAP « excédentaire » est effectuée avec les boues biologiques en excès.
- **Rétention du CAP:** la rétention du CAP s'effectue par la filtration membranaire, comme pour la rétention des boues activées. Même si d'autres variantes sont possibles, des membranes immergées sont généralement utilisées dans des bassins séparés.

Les analyses réalisées à la STEP du Locle n'ont montré aucun effet négatif du CAP sur le fonctionnement du MBR (perméabilité, vieillissement de la membrane, aération ; Ribl SA, 2014). Ces expériences positives ont pu être confirmées lors des essais réalisés à la STEP de Neuss Ost (D; Herbst et al., 2016).

Sur la base de ces projets de recherche et de l'état de la technique pour les systèmes MBR, il est possible d'affirmer les choses suivantes:

- Selon l'état actuel de la technique, le MBR est dimensionné en tenant compte du système membranaire utilisé et de la production de boue supplémentaire. Mais l'adéquation d'un système membranaire spécifique doit être confirmée dans des essais préliminaires.
- La consommation spécifique en CAP peut être estimée à 1.5-2 mgCAP/mgCOD (Ribi SA, 2014).

### **10.3 Applications actuelles**

Le dosage de CAP dans un MBR n'a pas encore été réalisé à l'échelle industrielle pour l'élimination des micropolluants dans les eaux usées communales. Mais dans le traitement des eaux usées industrielles, il existe des installations MBR combinées à un dosage de CAP depuis plusieurs années. Par ailleurs, les résultats de différents essais pilotes (p. ex. Ribi SA, 2014; Herbst et al., 2016) confirment la faisabilité de cette technique de traitement.

### **10.4 Principales exigences**

#### **10.4.1 Élimination des micropolluants**

Le rendement d'élimination dépend principalement du CAP choisi et du dosage. Les essais pilotes menés à la station d'épuration du Locle ont montré que la consommation de CAP était étonnamment basse comparée au dosage de CAP dans des biologies à boues activées conventionnelles (Ribi SA, 2014): la dose spécifique est d'env. 1.7 mgCAP/mgCOD (le COD a été mesuré en sortie d'un deuxième MBR sans ajout de CAP). La consommation spécifique de CAP correspond à celle des procédés tertiaires (en aval de la biologie; p. ex. procédé « Ulm »). Les raisons n'ont pas été expliquées scientifiquement, mais sont probablement dues à la structure plus fine des floes des systèmes MBR (comparée aux systèmes à boues activées conventionnels) et au CAP moulu plus finement.

#### **10.4.2 Principale exigence attendue d'une filtration membranaire: rétention du charbon actif en poudre**

Théoriquement, l'ultrafiltration retient complètement le CAP, ainsi que d'autres matières solides et germes. Il est malgré tout recommandé de surveiller la qualité des effluents, car une rupture de la membrane ou une fuite peut éventuellement entraîner une perte de CAP.

### **10.5 Effets supplémentaires d'une filtration membranaire**

#### **10.5.1 Paramètres organiques (COD / DCO)**

Outre la dégradation biologique dans le MBR, la réduction des paramètres organiques a également lieu par adsorption au CAP. Les paramètres organiques peuvent aussi être réduits par précipitation et floculation lors d'une précipitation simultanée de phosphate.

#### **10.5.2 Nutriments (azote et phosphore)**

Des procédés MBR peuvent être dimensionnés pour des rendements d'élimination très élevés d'azote et de phosphore. Le dosage de CAP ne modifie pas le rendement, dans la mesure où la concentration de boues peut être augmentée en fonction du dosage de CAP. Si la concentration de boues ne peut pas être augmentée, le dosage de CAP conduit à une diminution

correspondante du rendement de nitrification (réduction de l'âge des boues avec des concentrations constantes en matières solides dans le MBR).

### **10.5.3 Matières en suspension (MES) et turbidité**

En principe, une ultrafiltration retient complètement les matières en suspension (MES). Après la membrane, un biofilm peut se développer, ce qui entraîne une légère augmentation de la concentration en MES.

### **10.5.4 Réduction du nombre de germes**

En principe, une ultrafiltration retient complètement les bactéries et presque entièrement les virus. Mais il convient de prendre en compte que l'effluent final peut contenir de très faibles quantités de germes en raison du développement d'un biofilm dans les conduites et les bâches.

### **10.5.5 Décoloration**

Aucun complément au chapitre 4.2.6 n'est nécessaire.

### **10.5.6 Élimination des odeurs**

Aucun complément au chapitre 4.2.7 n'est nécessaire.

## **10.6 Autres aspects**

### **10.6.1 Coûts d'investissement et d'exploitation**

Les coûts d'investissement et d'exploitation sont légèrement plus élevés par rapport à d'autres procédés, en raison de la technique membranaire. Les éléments suivants contribuent à l'augmentation des coûts:

- Consommation d'électricité
- Produits chimiques pour le nettoyage de la membrane
- Remplacement de la membrane (durée de vie attendue: 10 ans, pas encore d'expérience à long terme).

L'importance de l'augmentation des coûts d'investissement et d'exploitation liée à la consommation accrue de ressources ou la technique membranaire reste encore à clarifier. Dans ce contexte, il convient de prendre en compte le rendement épuratoire supplémentaire (désinfection) obtenu grâce à une rétention efficace des germes.

### **10.6.2 Consommation de ressources**

Le traitement au CAP nécessite du charbon actif en poudre, du coagulant, du floculant, de l'électricité et de l'espace. Ces ressources sont abordées ci-après:

- **Charbon actif en poudre:** la consommation de ressources liées à l'adsorption au charbon actif en poudre sont décrites dans le chapitre 4.3.2.
- **Coagulant/floculant:** seuls des coagulants sont nécessaires pour la précipitation de phosphate.
- **Électricité:** les besoins en électricité correspondent à ceux d'une biologie membranaire normale. Le dosage de charbon actif n'entraîne pas de consommation supplémentaire notable d'électricité.

- **Espace:** l'emprise au sol des systèmes MBR est très faible: avec les procédés à biofiltration, les MBR font partie des procédés biologiques les plus compacts.

### **10.6.3 Interfaces avec le traitement précédent**

Les éventuels besoins en eau industrielle pour le nettoyage du tamis en entrée du MBR représentent une interface importante avec le prétraitement mécanique. Mais cela ne dépend pas du dosage de CAP et concerne uniquement les systèmes MBR sans décantation primaire. Ces besoins en eau industrielle pour le nettoyage du tamis doivent être pris en compte dans le dimensionnement de l'installation globale. Pour les systèmes MBR précédés d'une décantation primaire, ces besoins en eau industrielle sont négligeables.

### **10.6.4 Influence sur le traitement des boues**

Aucun complément au chapitre 4.3.4 n'est nécessaire.

### **10.6.5 Aspects liés à la sécurité**

Les aspects liés à la sécurité lors du stockage et du dosage du CAP sont traités dans le chapitre 4.3.5. Les aspects de sécurités habituels doivent être pris en compte lors du nettoyage chimique de la membrane.

### **10.6.6 Implémentation dans l'installation existante**

Ce procédé est tout à fait adapté aux transformations. En Suisse, divers MBR ont été implantés dans des installations existantes transformées.

### **10.6.7 Extensibilité**

La taille de la filtration membranaire dépend directement de la quantité d'eau à traiter. Les éventuelles extensions doivent être prises en compte dès le début en termes de travaux. L'équipement de la filtration membranaire est conçu de manière modulaire et peut être étendu de manière relativement simple avec une préparation appropriée.

### **10.6.8 Divers**

Les systèmes MBR nécessitent un prétraitement mécanique des eaux usées suffisant pour éliminer les matières grossières. Les exigences dépendent de différents facteurs (type de membrane, exploitation avec/sans décantation primaire).

La taille d'une filtration membranaire ne dépend pas seulement du volume d'eau, mais également de la température des eaux usées. Une plus grande surface membranaire est nécessaire lorsque les eaux usées présentent des températures basses. Pour les installations traitant des eaux usées spécialement froides, un procédé à filtration membranaire est donc moins intéressant.

## **11 Autres procédés permettant de séparer le CAP**

### **11.1 Filtres Fuzzy**

Des essais visant à séparer le charbon actif en poudre avec une installation à filtre Fuzzy ont été menés à l'échelle semi-industrielle à l'Université technique de Berlin (Drawert et al., 2013). Le média filtrant compressible est composé de fibres synthétiques tissées en forme de boules d'environ 33 mm de diamètre et assemblées avec un clip. Les boules Fuzzy se trouvent entre deux plaques perforées et forment un lit filtrant, qui peut être comprimé, ce qui modifie la taille des pores et donc les propriétés du filtre. Le CAP a été dosé avec un coagulant dans un bassin de contact. Les essais ont montré que la concentration en MES en sortie atteignaient 0.1 mg/l, pour des réglages optimaux (vitesse de filtration de 15 m/h, hauteur du lit filtrant de 1.2 m, lit filtrant comprimé à 40%) et avec un dosage de CAP de 15 mg/l. Même avec des vitesses de filtration de 30 m/h et une concentration de CAP de 15 mg/l, la concentration moyenne de MES en sortie était inférieure à 1 mg/l (Drawert et al., 2013). L'installation à filtres Fuzzy est caractérisée par une très bonne rétention des matières solides, mais l'élimination des micropolluants n'a pas été étudiée. Une installation à l'échelle industrielle équipée de filtres Fuzzy est en service depuis peu à la STEP de Barntrup (Allemagne).

### **11.2 Filtres à bougies<sup>1</sup>**

Les filtres à bougies ont été testés comme étape de séparation dans une installation pilote à la STEP de Mannheim et à la STEP de Surental à Triengen par l'entreprise BSH (BSH, 2017). Le charbon actif en poudre est ajouté aux eaux usées épurées biologiquement à l'entrée du bassin d'adsorption et reste en contact avec les eaux usées pendant env. 1 heure. Le CAP chargé est séparé des eaux usées à l'aide de filtres à bougies. Lors du processus de filtration, le charbon actif se dépose à l'extérieur sur les tissus filtrants des bougies. Les eaux usées traversent quant à elles les tissus filtrants et ressortent de la bougie exemptes de matières solides. Ce système permet d'obtenir des concentrations en MES inférieures à 1 mg/l en sortie. Après des essais pilotes prolongés à Mannheim et à la STEP de Surental, plus de 80% des micropolluants ont pu être éliminés avec une dose de CAP de 10 mg/l (BSH, 2017). La filtration à bougies n'a recours à aucun produit chimique tels que coagulant ou floculant, mais un adjuvant de filtration inerte (p. ex. terre de diatomées) doit être ajouté à l'entrée du filtre et idéalement de nouveau complètement séparé des eaux traitées.

### **11.3 Biofiltres**

À la STEP de Fribourg, du CAP a été dosé sur un biofiltre nitrifiant (dernière étape après le procédé à boues activées et la décantation secondaire ; Horisberger, 2018). Le biofiltre à matériau granulaire est aéré et alimenté par le bas. Les temps de contact dans le biofiltre étaient de 16 minutes en cas de pluie et 39 minutes par temps sec.

Différents essais ont été réalisés avec des dosages de 0, 1.5, 10 et 15 mgCAP/l (en moyenne env. 0, 0.2, 1.4 ou 2.2 mgCAP/mgCOD) à l'entrée du biofiltre (remarque: jusqu'à 100% de l'eau traitée est recirculée dans la biologie par temps sec). Avec un dosage de 1.4 mgCAP/mgCOD, des taux d'élimination compris entre 75% et 83% ont été atteints dans le biofiltre. De même, des taux compris entre 82% et 91% ont été atteints avec un dosage de 2.2 mgCAP/mgCOD à l'entrée du biofiltre (Horisberger, 2018). La recirculation d'une part du CAP (avec les eaux de lavage des filtres dans la décantation primaire et avec les eaux usées nitrifiantes, qui sont recirculées dans

---

<sup>1</sup> Toutes les indications reposent sur les informations fournies par les fabricants.

la biologie par temps sec) a montré une amélioration du taux d'élimination dans les boues activées et dans le biofiltre.

Avec une charge normale d'ammonium, le dosage de CAP n'a pas entraîné de perturbation de la nitrification dans le biofiltre. Dans la mesure où il s'agit de la dernière étape de traitement, les pertes de CAP ont été étudiées. La concentration moyenne de CAP à la sortie était de 1.5 mg/l (avec un dosage moyen de CAP de 10 à 15 mg/l). La rétention du CAP était supérieure à 93% avec ce procédé. Une filtration supplémentaire devrait limiter les pertes de CAP trop élevées.

## Liste des ouvrages de référence

- Abegglen, C. et Siegrist, H. (2012). Micropolluants dans les eaux usées urbaines - Étape de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. Berne, Office fédéral de l'environnement.
- 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. Eawag, AWEL, OFEV, BMG, Hunziker Betatech.
- Anders, G. (2016). Betreiber der Kläranlage Lahr (D). Persönliche Kommunikation.
- Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef.
- Barjenbruch, M. (1997). Leistungsfähigkeit und Kosten von Filtern in der Abwasserreinigung, Schriftenreihe 97, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.
- Barjenbruch, M. (2007). Verfahren zur Abwasserfiltration – Grundlagen, Auslegung und Betriebserfahrungen, Beitrag in Chemie Ingenieure Technik, 79, NO 11.
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016a). 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), 63. Jahrgang, Nr. 3, März 2016, Hennef (en allemand)
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016b). 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), 63. Jahrgang, Nr. 4, April 2016, Hennef (en allemand)
- BG (2012). Coûts de l'élimination des micropolluants dans les eaux usées. Etude réalisée sur ordre de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).
- Bischhaus, J. (2016). Primozone. Persönliche Kommunikation.
- Böhler, M., Zwickenpflug, B., Grassi, M., Behl, M., Neuenschwander, S., Siegrist, H., Dorusch, F., Hollender, J., Sinnet, B., Ternes, Th., Fink, G., Liebi, Ch., Wullschläger, W. (2011). Abschlussbericht: Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (Ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll), Eawag, Dübendorf
- Böhler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., Siegrist, H. (2012) Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. Water Science and Technology, 66 (10), 2115-2121.
- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Mc Ardell, C., Longrée, P., Beck, P. et Siegrist, H. (2013). Berichterstattung - Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der ARA Neugut, BAFU, Bern.

- Böhler, M., Blunsi, M., Czekalski, N., Fleiner, J., Imminger, S., Kienle, C., Langer, M., Werner, I., McArdell, C.S., Siegrist, H. (2017). Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT. Abschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (Bafu) im Rahmen eines Projektes der Technologieförderung. Eawag, Dübendorf.
- Boller, M. (1980). Flockungsfiltration zur Reinigung von Abwasser – Verfahrenstechnische Optimierung zur Elimination von Phosphor und suspendierten Stoffen, Dissertation der ETH Zürich, Diss. ETH NR. 6748, ZÜRICH.
- Bonvin F., Jost, L., Randin, L., Bonvin, E., Kohn, T. (2016). Super-fine powdered activated carbon (SPAC) for efficient removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent. *Water Research*, 90, 90-99.
- Bornemann, C., Alt, K., Böhm, F., Hachenberg, M., Kolisch, G., Nahrstedt, A., Taudien, Y. (2015). Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen "Filter AK+", Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- Braun, Ch., Gälli, R., Leu, Ch., Munz, N., Schindler Wildhaber, Y., Strahm, I., Wittmer, I. (2015). Micropolluants dans les cours d'eau provenant d'apports diffus. Analyse de la situation. Office fédéral de l'environnement, Berne. État de l'environnement, n° 1514: 78 p.
- BSH. (2017). BSH Pulveraktivkohle (PAK) - Filtrationsanlage zur Elimination von Mikroverunreinigungen. *Umwelttechnik Schweiz*, 14. Juni 2017. [www.umwelt-technik.ch](http://www.umwelt-technik.ch)
- Bürgmann, H. (2016). Antibiotika Resistenzen im Abwasser. VSA Fortbildungskurs Mikroverunreinigungen 1. Juni/2. November 2016, Emmetten.
- Butz, H., Zuleeg, S., Holderegger P. (2018). ARA Bachwis, Herisau, Neue PAK-Stufe: Betriebserfahrungen 2015 – 2017. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)
- Chon, K, Salhi, E., von Gunten, U. (2015). Combination of UV absorbance and electron donating capacity to assess degradation of micropollutants and formation of bromate during ozonation of wastewater effluents.
- Cuklev, F., et al. (2012). Global hepatic gene expression in rainbow trout exposed to sewage effluents: A comparison of different sewage treatment technologies. *Science of the Total Environment* 427-428: 106-114.
- 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 S.
- Drawert, S., Gantner, K., Barjenbruch, M., Brandt, B. (2013). Abtrennung von Pulveraktivkohle bei der Spurenstoffentfernung. *WWT* 5/2013, S. 32-35.
- DWA (1995). Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung, ATV-Regelwerk – Arbeitsblatt A203, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft E.V. (HRGS.).
- DWA (2009). Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfilteranlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft E.V. (HRGS.), DWA-THEMENHEFT.

- DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6. (2016). Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung. Arbeitsbericht. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2016(63) Nr. 12, S. 1061-1067
- DWA-Fachausschuss KA-5 „Absetzverfahren“ (2018). Sedimentation pulverförmiger Aktivkohle. Arbeitsbericht. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2018(65), Nr. 5.
- DFI (2012). (Département fédéral de l'intérieur). Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires. Berne, Suisse.
- Engel, L. (2018). Einsatz von gebrauchter Pulveraktivkohle aus der Trinkwasseraufbereitung in der Abwasserbehandlung. Bachelor-Thesis. Fachhochschule Nordwestschweiz, Institut für Ecopreneurship. Im Auftrag vom Amt für Industrielle Betriebe AIB.
- Evers, M., Lange, R.-L., Jagemann, P., Teichgräber, B., Heinz, E., Lübken, M., Wichern, M. (2017). Vergleichende Untersuchungen zur Direktdosierung und nachgeschalteten Dosierung von Pulveraktivkohle. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2017(64) Nr. 12, S. 1067-1073
- Grünebaum, T. et al. (2011). Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht Phase 1 „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- Gulde, F. (2012). Betriebsverhalten der Zweischichtfiltration nach Aktivkohlebehandlung im Klärwerk Mannheim, Bachelorarbeit, Hochschule Biberach.
- 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.
- Hollender J., Zimmermann S., Koepke S., Krauss, M., McArdell C., Ort C., Singer H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009). Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science and Technology* 43(20), p. 7862–7869.
- Horisberger, M. (2018). Essais pleine échelle: Dosage de charbon actif en poudre sur une cellule Biofor® - nitrification, STEP de Fribourg. Rapport final. Septembre 2018.
- Hunziker-Betatech (2008). Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen – Kostenstudie. Studie im Auftrag des BAFU. Winterthur, octobre 2008.
- Jekel, M. (2016). Qualität der PAK. VSA-Tagung „Mikroverunreinigungen“, Emmetten, 1.-3. Juni 2016.
- Kienle, C., Kase, R., Werner, I. (2011). Evaluation of bioassays and wastewater quality: *In vitro* and *in vivo* bioassays for the performance review in the Project "Strategy MicroPoll". Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Eawag-EPFL, Duebendorf.
- Kienle, C., Kase, R., Schärer, M., Werner, I. (2015). Ökotoxikologische Biotests – Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. *Aqua & Gas*, n° 7/8, p. 18-26.

- Kienle C., Langer M., Ganser B., Gut S., Schifferli A., Thiemann C., Vermeirssen E et Werner I. (2017). Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT: Teilprojekt Biotests. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.
- KomS (2016). Spurenstoffentnahme auf der Kläranlage Laichingen. Steckbrief. [www.koms-bw.de](http://www.koms-bw.de)
- Krahnstöver, T., Plattner, J., Wintgens, T. (2016a). Quantitative detection of powdered activated carbon in wastewater treatment plant effluent by thermogravimetric analysis (TGA). *Water Research* 101, 510-518.
- Krahnstöver, T. (2016b). Evaluation de la rétention du CAP lors de l'étape de traitement supplémentaire des eaux usées au moyen de la filtration et de la thermogravimétrie. Bulletin d'information n°8 de la plateforme « Techniques de traitement des micropolluants », juillet 2016.
- Krahnstöver, T., Langbein, A., Strässle, M., Wintgens, T., Leikam, K., Keller, L., Lehmann, C., Kobler, B., Koch, G., Baggenstos, M. (2018). Dosage de CAP dans la filtration volumétrique. *Aqua & Gas*, n° 10/18, p. 52-58.
- Krahnstöver, T. und T. Wintgens. (2018) Aktivkohle-Schlupf aus Reinigungsstufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen. Fachhochschule Nordwestschweiz, Institut für Ecopreneurship. Im Auftrag der Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“
- Krauss, M. (2009). Nitrosamiens - une menace pour l'eau potable? *News Eawag* 66d/avril: 25 - 27.
- Langbein, A., Löwenberg, J., König, R., Zenker, A., Wintgens, T., Arnold, U., Foa, P. (2016). Abwasserbehandlung mit einer Verfahrenskombination aus Pulveraktivkohleadsorption und nachgeschalteter Flotation zur verbesserten Abtrennung von Mikroverunreinigungen . Projektabschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Rahmen eines Projektes der Technologieförderung. FHNW.
- Lee, Y., Gerrity, D., Lee, M., Bogeat, A. E., Salhi, E., Gamage, S., Trenholm, R. A., Wert, E. C., Snyder, S. A., von Gunten U. (2013). Prediction of micropollutant elimination during ozonation of municipal wastewater effluents: Use of kinetic and water specific information. *Environmental Science and Technology*, 47, 5872-5881.
- Löwenberg, J., Zenker, A., Krahnstöver, T., Wintgens, T., Baggenstos, M., Thomann, M., Koch, G., (2016). Forschungsprojekt „Aktifilt“ – Elimination von Mikroverunreinigungen mittels PAK-Dosierung im Zulauf der Raumfiltration. *Aqua & Gas* Nr. 1.
- Löwenberg, J., Zenker, A., Wintgens, T. (2013). Aquapure – Optimierte Verfahrenskombination von Pulverkohle und Membranfiltration zur Entfernung von Mikroverunreinigungen. Abschlussbericht. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)
- Magdeburg, A., Stalter, D., Oehlmann, J. (2012). Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere* 88(8): 1008-1014.
- Margot J., Magnet A., Thonney D., Chèvre N., de Alencastro F., Rossi L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.

Mecana. <http://www.mecana.ch/fr/produits/filtration-sur-toile>. 16/05/2018

Meckes, M., Metzger, S., Kapp, H. (2014). Untersuchung zum Spurenstoffbindungsverhalten von Pulveraktivkohle unter anaeroben Bedingungen – Abschlussbericht, Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden Württemberg, Deutschland.

Meier, A. und M. Böhler. (2019). Charbon actif en poudre - Lequel convient?: Choix, acquisition et contrôle qualité du CAP pour éliminer les micropolluants. Aqua & Gas, n° 01/ 19, p. 22-31.

Metcalf & Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment and reuse, 4th ed., ISBN 0-07-041878-0.

Metzger, S. (2010). Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Dissertation an der TU Berlin, Oldenbourg Industrieverlag, München.

Metzger, S., Rössler, A., Kapp, H. (2012) Spurenstoffbericht – Bericht zu den Untersuchungen zur Erweiterung des Klärwerks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung, [www.koms-bw.de](http://www.koms-bw.de)

Metzger, S., Rössler, A., Türk, J., Antakyali, D., Schulz, J., Wunderlin, P., Meier, A. (2016). Status quo der Erweiterung von Kläranlagen um eine Stufe zur gezielten Spurenstoffelimination. wwt Modernisierungsreport 2015/2016.

MIKROflock (2012). Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen insbesondere kommunaler Flockungs-filtrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle, Abschlussbericht, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Monarca, S., Feretti, D., Collivignarelli, C., Guzzella, L., Zerbini, I., Bertanza, G., Pedrazzani, R. (2000). The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. Water Research 34(17): 4261-4269.

Neumann, K.-D., Merkel, W., Schmidt, T. C. (2011). Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon - Schlussbericht zum Forschungsvorhaben. AZ IV-7-042 600 001J. Mühlheim, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucher des Landes Nordrhein-Westfalen.

Obrecht, J., Thomann, M., Stoll, J.M., Frank, K., Sobaszkiwicz, M., Boller, M., Freisler, P. (2015). Dosage de charbon actif en poudre dans le procédé d'activation. Alternative à l'adsorption ultérieure de charbon actif en poudre. Article spécialisé Aqua & Gas, n° 2 2015.

Petala, M., Kokokiris, L., Samaras, P., Papadopoulos, A., Zouboulis, A. (2009). Toxicological and ecotoxic impact of secondary and tertiary treated sewage effluents. Water Research 43(20): 5063-5074.

Rattier, M., Reungoat, J., Keller, J., Gernjak, W. (2014). Removal of micropollutants during tertiary wastewater treatment by biofiltration: Role of nitrifiers and removal mechanisms. Water Research, 54, 89-99.

Ribi SA (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.

- Rössler, A. und S. Metzger. (2015). Untersuchungen zur Spurenstoffelimination mittels simultaner Pulveraktivkohledosierung auf der ARA Schönau – Abschlussbericht. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden Württemberg.
- Rössler A. (2010). Optimierung der Abtrennung von Pulveraktivkohle, Symposium Aktivkohle 23./24. Juni 2010, Mannheim.
- Samuelsson, L. M., Björleinius, B., Förlin, L., Larsson, D.G.J. (2011). Reproducible 1H NMR-based Metabolomic Responses in Fish Exposed to Different Sewage Effluents in Two Separate Studies. *Environmental Science & Technology* 45(4): 1703-1710.
- Schwentner, G., Kremp, W., Mauritz, A., Hein, A., Metzger, S., Rößler, A. (2013). Spurenstoffelimination in den Klärwerken. *wwt wasserwirtschaft wassertechnik*, 4/2013, S. 36-41.
- Siegrist H. und Boller M. (1995). Filtration – Vorlesungsskript ETHZ IHW, Wintersemester 1995/1996.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Oehlmann, J. (2010). Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an *in vivo* test battery. *Water Research* 44(8): 2610-2620.
- Stalter D., Magdeburg A., Weil M., Knacker T., Oehlmann J. (2010). Toxication or detoxication? *In vivo* toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Research*. 44(2): 439-448.
- Stoll, J.-M., Frank, K., von Arx, D., Thomann, M., Obrecht, J., Sobaszkievicz, M., Boller, M., Freisler, P., Imboden, N., Jenni, S., Jäggi, O., Kappeler, A., Rensch, D., Meier, E. (2015). PAK im Belebtschlammbecken – Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken. Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik, Institut für Umwelt und Verfahrenstechnik, Hochschule für Technik Rapperswil.
- 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).
- von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* 37(7): 1443-1467.
- von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research* 37(7): 1469-1487.
- von Gunten, U. et E. Salhi (2003). Bromate in drinking water a problem in Switzerland? *Ozone-Science & Engineering* 25(3): 159-166.
- Par Sonntag, C. et U. von Gunten (2012). *Chemistry of ozone in water and wastewater treatment*. London, IWA Publishing.
- Vu T. T., Vogel A., Füglein E., Platz S. und Menzel U. (2012). Nachweis von Pulveraktivkohle in Abwässern mit Hilfe der Thermogravimetrie, *Korrespondenz Abwasser* 59 (3), 208 – 218.
- Recommandation VSA (2016). Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation.

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2016a). Charbon actif en poudre dans le traitement des boues. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2016b). 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)

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2016c). Concepts de surveillance de l'efficacité d'épuration des étapes de traitement supplémentaires permettant l'élimination des micropolluants. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2018a). Expériences faites avec les sondes UV/VIS pour surveiller l'élimination des composés traces dans les stations d'épuration. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2018b). Aperçu des procédés destinés au post-traitement biologique lors de l'ozonation. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)

Plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants » (2018c). Définition et standardisation des indicateurs du procédé d'élimination de composés traces organiques dans les STEP. [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)

DEFER: Département fédéral de l'économie, de la formation et de la recherche (2016). Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires. Projet du 4 juillet 2016.

Wittmer, A., Ramisberg M., Böhler, M. Heisele, A., Hollender, J., McArdeell, Ch. Longrée, P., Siegrist, H. (2013). UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung – Labor- und habtechnische Pilotversuche. Ein Projekt im Auftrag des BAFU. Dübendorf.

Zimmermann, S. G., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H., von Gunten, U. (2011). Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Research* 45(2): 605-617.

Zöllig, H., Butz, H., Fischer, S., Messmer, H., Zuleeg, St., Eberhard, P. (2017). Étape CAP à la STEP de Herisau: expériences acquises durant la 1ère année de la première mise en service de grande envergure d'une étape CAP en Suisse. *Aqua & Gas*, n° 1/17, p. 14-23.

Zwickenpflug B., Böhler M., Sterkele B., Joss A., Siegrist H., Traber J., Gujer W., Behl M., Dorusch F., Hollender J., Ternes T., Fink G. (2010). Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Schlussbericht. Eawag, Dübendorf.