



NATIONS
UNIES

EP

UNEP/MED WG.540/3



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE**

7 novembre 2022
Original : anglais

Réunion régionale chargée d'examiner les lignes directrices sur les technologies disponibles de traitement des eaux usées urbaines et des boues, le prétraitement industriel, ainsi que sur les normes environnementales et les technologies disponibles de traitement du dessalement

Ankara, les 22 et 23 novembre 2022

Point 3 de l'ordre du jour : Technologies de traitement des eaux usées urbaines et des boues d'épuration

Lignes directrices régionales sur les technologies disponibles de traitement des eaux usées urbaines et des boues d'épuration et les systèmes d'aide à la décision pour leur sélection

Pour des raisons environnementales et économiques, le tirage du présent document a été restreint. Les participants sont priés d'apporter leurs copies à la réunion et de ne pas demander de copies supplémentaires.

Note du Secrétariat

À la suite de l'adoption par la CdP 22 organisée à Antalya (Türkiye) du 7 au 10 décembre 2021 de la Décision IG.25/8 concernant les Plans régionaux sur le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration ainsi que de la Décision IG.25/19 sur le Programme de travail et budget du PNUE/PAM, le Secrétariat/Programme MED POL a été prié, dans le cadre du produit 1.2, activité 1.2.3, de préparer des normes régionales pour le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration, y compris la réutilisation des eaux usées et l'efficacité énergétique pour soutenir la mise en œuvre des mesures contenues dans ces Plans régionaux.

Dans cette optique, le Secrétariat a préparé les présentes Lignes directrices pour aborder un certain nombre d'aspects techniques inclus dans les mesures adoptées dans les Plans régionaux. Ces aspects ont été sélectionnés en tenant compte de la nécessité et de l'importance particulières de soutenir les Parties contractantes dans la mise en œuvre de ces mesures. Plus précisément, et dans le cadre de l'article V sur les mesures, les Plans régionaux préconisent le traitement des eaux usées et des boues d'épuration, la récupération et la réutilisation des eaux usées traitées, le fonctionnement efficace et la valorisation de l'énergie et des nutriments à partir des processus de traitement, ainsi que l'utilisation de sources d'énergie alternatives basées sur des technologies de pointe telles que la digestion anaérobie, la pyrolyse ou la gazéification, et d'autres technologies, le cas échéant, comme l'incinération des boues, etc.

En s'appuyant sur les aspects susmentionnés, le Secrétariat a préparé les présentes Lignes directrices qui donnent des indications sur les possibles voies de récupération des ressources (RRR) à partir des processus de traitement, ainsi que sur les technologies disponibles pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des nutriments, y compris leurs avantages et leurs limites. Les Lignes directrices abordent également les aspects liés à l'élimination des contaminants émergents et des microplastiques des effluents des eaux usées en fournissant des données et des renseignements sur le potentiel de réduction fondé sur les processus de traitement existants. Enfin, les Lignes directrices fournissent des renseignements sur les systèmes d'aide à la décision pour la sélection des technologies appropriées pour le traitement des eaux usées et la récupération des ressources.

Les présentes Lignes directrices s'adressent aux ingénieurs concepteurs et aux décideurs en matière d'eaux usées, ainsi qu'aux exploitants de stations de traitement des eaux usées, dans le but de fournir des connaissances et des renseignements pour la sélection des meilleures technologies disponibles pour la récupération des ressources et le traitement des eaux usées.

Le présent document est soumis à la Réunion régionale chargée d'examiner les Lignes directrices sur les technologies disponibles de traitement des eaux usées urbaines et des boues, le prétraitement des effluents industriels, ainsi que sur les normes environnementales et les technologies disponibles de traitement du dessalement, afin de les soumettre à la Réunion des points focaux du MED POL prévue en mai 2023, pour approbation.

Table des matières

	Pages
1. Introduction	1
2. Possibilité de récupération des matériaux et des substances provenant du traitement des eaux usées.....	1
2.1 Approvisionnement en eau.....	2
2.2 Approvisionnement en énergie.....	2
2.3 Approvisionnement en nutriments	1
3. Technologies de récupération de ressources pour les stations de traitement des eaux usées municipales.....	1
3.1 Technologies de récupération et de réutilisation de l'eau	1
3.2 Technologies de récupération d'énergie pour les stations de traitement des eaux usées	5
3.2.1 <i>Récupération d'énergie à partir des processus de traitement des eaux usées</i>	5
3.2.2 <i>Récupération d'énergie à partir des boues d'épuration dans les centrales énergétiques</i>	7
3.3 Technologies de récupération et de valorisation des nutriments des engrais	8
3.4 Considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération des ressources issues des processus de traitement des eaux usées	9
4. Technologies de traitement des contaminants émergents dans les stations de traitement des eaux usées.....	13
4.1 Classification des contaminants émergents et de leurs sources, occurrence et devenir ou transport.....	13
4.2 Traitement des contaminants émergents dans les STEU.....	14
5. Microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées : occurrence, détection et élimination.....	16
5.1 Occurrence des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées.....	16
5.2 Techniques de détection des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées .	17
5.3 Élimination des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées	18
5.4 Mesures visant à réduire les apports de microplastiques dans les boues d'épuration	19
6. Système d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées.	19
6.1 Rôle des systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées.....	20
6.2 Principaux types de SAD appliqués aux problèmes des STEU	20
6.2.1 <i>Analyse du cycle de vie (ACV)</i>	20
6.2.2 <i>Modèle mathématique (MM)</i>	21
6.2.3 <i>Prise de décision multicritères (MCDM)</i>	21
6.2.4 <i>Systèmes intelligent d'aide à la décision (SIAD)</i>	22
6.3 Avantages et limites des approches de SAD	22
References	Error! Bookmark not defined.

Liste des abréviations et acronymes

AC	Charbon actif
AD	Digestion anaérobie
POA	Procédés d'oxydation avancée
PBA	Procédés à boues activées
BAC	Boues activées classiques
DCO	Demande chimique en oxygène
CdP	Conférence des Parties
SAD	Système d'aide à la décision
CE	Contaminants émergents
ED	Électrodialyse
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GES	Gaz à effet de serre
H₂	Hydrogène
SIAD	Système intelligent d'aide à la décision
K	Potassium
LBS	Sources terrestres (de pollution)
ACV	Analyse du cycle de vie
MM	Modèle mathématique
MED POL	Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine et côtière dans la région méditerranéenne
Mg	Magnésium
MCDM	Prise de décision multicritères
STEUM	Station de traitement des eaux usées municipales
N	Azote
OH	Radicaux hydroxyles
O₃	Ozone
P	Phosphore
PCP	Produits de soin personnel
PhAC	Composés pharmaceutiquement actifs
CP	Combustible pulvérisé
VRR	Voies de récupération des ressources
CSLF	Comité supervisé de logique floue
SS	Solides en suspension
SSP	Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement
TDS	Solides dissous totaux
COT	Carbone organique total
TOPSIS	Technique d'ordre de préférence par similitude à la solution idéale
TS	Solides totaux
PNUE/PAM	Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'action pour la Méditerranée
UV	Rayonnement ultraviolet
WEFE	Eau-énergie-alimentation-écosystèmes
WPO	Peroxydation catalytique en milieu aqueux
STEU	Station de traitement des eaux usées

1. Introduction

1. Les Lignes directrices actuelles sont préparées au titre de l'article 7 du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre (Protocole « tellurique ») de la Convention de Barcelone, qui stipule que « les Parties élaborent et adoptent progressivement, en collaboration avec les organisations internationales compétentes, des lignes directrices ».

2. Les Lignes directrices sont également préparées conformément à la Décision IG.25/8 adoptée par la CdP 22 organisée à Antalya (Turquie) du 7 au 10 décembre 2021 concernant les Plans régionaux sur le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration (ci-après dénommés les Plans régionaux) qui sont entrés en vigueur le 26 juillet 2022. Conformément à l'article VI intitulé Assistance technique, transfert de technologie et renforcement des capacités, les Plans régionaux stipulent ce qui suit : « Dans le but de faciliter la mise en œuvre efficace de l'article V des Plans régionaux, les Parties contractantes collaborent pour mettre en œuvre, échanger et partager les meilleures pratiques directement ou avec le soutien du Secrétariat, notamment l'efficacité des ressources, la consommation et la production durables, l'économie circulaire, l'efficacité des ressources, le lien avec le WEFE dans la conception, la construction, l'exploitation et la maintenance des stations de traitement des eaux usées urbaines. »

3. À cet effet, les présentes Lignes directrices sont élaborées en vue de traiter des aspects techniques spécifiques des mesures adoptées en matière de conception et d'exploitation des stations d'épuration des eaux usées afin d'aider les Parties contractantes à les mettre en œuvre. Ces aspects comprennent ce qui suit :

- a) La possibilité de récupération des matériaux et des substances provenant des stations de traitement des eaux usées, y compris l'approvisionnement en eau, en énergie et en éléments nutritifs.
- b) Les technologies de récupération de ressources pour les stations de traitement des eaux usées municipales, y compris les technologies de récupération et de réutilisation de l'eau, les technologies de récupération de l'énergie, et les technologies de valorisation et de récupération des engrais (nutriments).
- c) Les technologies de traitement des contaminants émergents dans les eaux usées, y compris les sources, l'occurrence et le devenir ou le transport des contaminants émergents.
- d) L'occurrence, la détection et l'élimination des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées.
- e) Les Systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées respectueuses de l'environnement.

4. Les présentes Lignes directrices ont pour but d'aider les ingénieurs en traitement des eaux usées et les exploitants de stations d'épuration à choisir et à mettre en œuvre les technologies appropriées de récupération des ressources pour l'eau, l'énergie et les éléments nutritifs, ainsi qu'à évaluer les technologies disponibles pour l'élimination des contaminants émergents et des microplastiques en se basant sur des Systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées respectueuses de l'environnement, économiquement viables et socialement acceptables.

2. Possibilité de récupération des matériaux et des substances provenant du traitement des eaux usées

5. Au cours des dix dernières années, l'économie circulaire a connu une croissance rapide, car elle soutient les concepts de développement durable largement acceptés et va même au-delà. Le secteur de l'eau est bien placé pour tirer parti de cette transition, compte tenu de sa circularité intrinsèque et des ressources précieuses et essentielles qu'il gère, qui se trouvent principalement dans les eaux usées (Panchal et al., 2021). Bien que l'objectif principal de la conception des STEU soit le traitement efficace des eaux usées pour des rejets sûrs et respectueux de l'environnement, les

performances des STEU peuvent être durablement améliorées par l'intégration de technologies innovantes de récupération des ressources dans la conception des processus de traitement.

6. Il existe différents types de matériaux et de substances que l'on peut extraire sous forme de ressources à partir des eaux usées, notamment l'eau, l'énergie, les biocarburants, les engrais et les biopolymères. Certaines de ces ressources deviennent de plus en plus limitées à mesure que la population mondiale et l'urbanisation augmentent (Dagilienė et al., 2021; Kehrein et al., 2020). La récupération des ressources contribue à réduire l'empreinte carbone des stations de traitement des eaux usées (Kehrein et al., 2020). Ces dernières années, le lien eau-énergie-alimentation a été considéré comme un moyen plus efficace de comprendre les interactions complexes entre les systèmes de ressources (Fetanat et al., 2021). Il est crucial pour la région de garantir la sécurité de ces trois sources interconnectées.

2.1 Approvisionnement en eau

7. Les eaux usées provenant des ménages, de l'industrie et de l'agriculture sont produites quotidiennement en grandes quantités. Les rejets d'eaux usées dans le monde devraient atteindre 400 milliards de mètres cubes par an, contaminant environ 5 500 milliards de mètres cubes d'eau par an (Zhang & Shen, 2019). Il est possible de réutiliser les eaux usées, principalement dans l'agriculture. Actuellement, environ 20 % de toutes les terres agricoles sont irriguées, fournissant 40 % de la production agricole totale (FAO, 2020). Bien qu'elle règle le problème de la pénurie d'eau, la réutilisation des eaux usées, non traitées ou mal traitées pour l'irrigation des cultures, peut entraîner des risques pour la santé publique si le traitement, le stockage et la canalisation ne sont pas adéquats (Fuhriemann et al., 2016). Le lien entre la sécurité de l'eau et la sécurité climatique est de plus en plus évident. La récupération des eaux usées perdues et la réutilisation plus sûre de l'eau sont donc des priorités. La région doit accélérer l'expansion d'installations de traitement financièrement viables. Mais ces mesures doivent s'accompagner de l'adoption de pratiques agricoles et post-récolte qui garantissent une réutilisation sûre de l'eau dans les chaînes d'approvisionnement alimentaire.

8. Dans la région du Moyen-Orient, la possibilité de réutilisation des eaux usées demeure largement inexploitée. Sur les 21,5 milliards de mètres cubes (MMC) d'eaux usées municipales produites chaque année, seulement 10 % environ sont traitées et réutilisées directement pour l'irrigation, l'aménagement paysager, les procédés industriels, etc. Trente-six pour cent supplémentaires sont réutilisées indirectement, par exemple par les agriculteurs qui puisent de l'eau dans des ruisseaux ou des cours d'eau contenant des eaux usées. L'utilisation indirecte est souvent informelle et peu sûre en raison de l'absence de traitement. La majorité des eaux usées municipales (54 %) sont perdues lorsqu'elles sont rejetées dans la mer ou qu'elles s'évaporent (IWMI, 2022).¹ Israël fait figure d'exception notable. En effet, dans ce pays près de 80 % des eaux usées ont été récupérées pour être réutilisées dès 2013 (Futran, 2013), et actuellement, selon les estimations, 90 % des eaux usées sont récupérées et utilisées principalement dans l'agriculture (Fluence, 2020).²

2.2 Approvisionnement en énergie

9. L'utilisation croissante de sources d'énergie renouvelables pour produire de l'électricité, comme l'eau pour l'hydroélectricité et la biomasse pour la bioénergie, a des effets économiques et d'atténuation bénéfiques. Malheureusement, elle peut avoir un impact négatif sur les approvisionnements en eau qui sont déjà mis à rude épreuve (Zarei, 2020). Une station de traitement des eaux usées typique nécessite entre 0,3 et 0,6 kWh/m³ d'énergie pour fonctionner (He et al., 2019). La récupération de l'énergie chimique disponible dans les eaux usées est économiquement intéressante puisque le potentiel énergétique thermique de la digestion de la matière organique dans les eaux usées est supérieur aux besoins énergétiques d'une station type de traitement des eaux usées (Fernández-Arévalo et al., 2017).

¹ <https://www.iwmi.cgiar.org/>

² <https://www.fluencecorp.com/israel-leads-world-in-water-recycling/>

10. Il est possible de récupérer l'énergie sous forme de biogaz, de biodiesel, d'hydrogène, d'électricité et d'énergie thermique depuis les stations de traitement des eaux usées à l'aide de pompes à chaleur, de procédés de prétraitement mécaniques et thermiques et de flux à haute température par des échangeurs de chaleur (Bertanza et al., 2018). La méthode la plus réalisable et la plus largement pratiquée pour produire de l'électricité et de la chaleur est l'utilisation du biogaz produit par digestion aérobie. Par exemple, une étude récente (Kehrein, et al. 2020) suggère que pour un système d'échange de chaleur ou de pompe à chaleur installé pour récupérer une énergie thermique de 5 °C, 24 heures sur 24, pendant 365 jours par an, la chaleur totale récupérable à partir des effluents des STEU municipales aux Pays-Bas représenterait 40 % de toute l'énergie thermique dérivée des processus de combustion du gaz, du charbon ou de la biomasse.

11. La transition des processus de traitement aérobie vers les processus de traitement anaérobie offre la possibilité de réduire considérablement la consommation d'énergie du traitement des eaux usées en évitant l'aération et en atteignant un traitement des eaux usées à énergie neutre grâce à la production de biogaz (Dai et al., 2015 ; McCarty et al., 2011 ; Seib et al., 2016 ; Sills et al., 2016). En revanche, pour être efficaces et avoir un effet positif sur le plan énergétique, les eaux usées municipales doivent être traitées avant leur concentration en raison de leur teneur moyenne à faible en matière organique (Ozcan et al., 2022).

2.3 Approvisionnement en nutriments

12. La récupération des nutriments (engrais) à partir des eaux usées peut améliorer la durabilité du traitement des eaux usées, minimiser les coûts associés à l'élimination des nutriments et fournir de l'engrais supplémentaire pour la production alimentaire. Cependant, l'élimination des nutriments de l'eau récupérée utilisée dans l'agriculture finira par entraîner une augmentation des apports d'engrais pour la culture (Sun et al., 2016).

13. De nombreuses études publiées au cours de la dernière décennie contiennent des informations approfondies sur la récupération des nutriments à partir des eaux usées en termes de mécanismes, d'effets de divers éléments significatifs, d'orientations futures, etc. (Ma et al., 2018; Yan et al., 2018). Toutefois, seules quelques applications portent sur les questions financières. La faisabilité économique est un facteur plus essentiel que la faisabilité technique pour décider si le système de récupération des nutriments peut être utilisé à l'échelle de la station.

3. **Technologies de récupération de ressources pour les stations de traitement des eaux usées municipales**

3.1 Technologies de récupération et de réutilisation de l'eau

14. Étant donné qu'environ 99 % en poids de la matière contenue dans les eaux usées est de l'eau, la récupération et la réutilisation de cette source représentent une option plus durable que, par exemple, le dessalement ou les transferts d'eau douce sur de longues distances, notamment pour résoudre les problèmes de pénurie d'eau et le stress hydrique lié au changement climatique mondial dans le cadre de l'économie circulaire.

15. Dans ce contexte, l'expression « Voies de récupération des ressources » (VRR) est définie comme l'itinéraire emprunté par une ressource qui entre dans une station de traitement des eaux usées, est extraite et raffinée à l'aide de certaines technologies avant d'être finalement utilisée (Kehrein et al. 2020). Alors que l'extraction des ressources se fait sur le site de la STEU, le raffinage et l'utilisation peuvent s'effectuer ailleurs. Le choix de la technologie appropriée pour l'extraction ou la récupération de l'eau est essentiel et dépend de divers facteurs.

16. Les technologies de valorisation ou de récupération peuvent être classées en fonction de leur applicabilité et de leur adéquation à l'extraction des ressources. Elles peuvent également être classées en fonction des phases de traitement appropriées, comme indiqué dans le tableau 1 :

- a. Les technologies de valorisation ou de récupération primaire qui relèvent des processus de traitement primaire des eaux usées domestiques. Elles sont généralement insuffisantes pour être utilisées seules.
- b. Les technologies de valorisation ou de récupération secondaire qui font partie des processus de traitement secondaire. Elles permettent d'obtenir une eau propre à la réutilisation ; et
- c. Les technologies de valorisation ou de récupération tertiaire qui font partie des processus de traitement tertiaire (à l'exclusion de la désinfection) avec un produit final qui permet la réutilisation et le traitement tertiaire complet, y compris le prétraitement pour la désinfection.

Tableau 1 : Technologies de traitement des eaux usées pour la récupération des ressources à partir des eaux usées municipales

Technologies de valorisation ou de récupération pour	Applicabilité de la technologie de valorisation ou de récupération pour l'élimination des	Adéquation de la technologie de valorisation ou de récupération □ pour
<i>Traitement primaire</i>		
<i>Tamissage, filtration et séparation de configuration</i>	Solides en suspension et solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Sédimentation et séparation par gravité</i>	Matières en suspension, inorganiques, organiques, biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Coagulation</i>	Solides en suspension et solubles, inorganiques	Valorisation et traitement
<i>Flottation</i>	Solides en suspension et solubles	Valorisation et traitement
<i>Traitement secondaire</i>		
<i>Aérobic</i>	Solubles et en suspension, organiques	Valorisation et traitement
<i>Anaérobic</i>	Solubles et en suspension, organiques	Valorisation et traitement
<i>Traitement tertiaire</i>		
<i>Distillation</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation et traitement
<i>Cristallisation</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Évaporation</i>	Solides solubles et en suspension, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Extraction par solvant</i>	Solubles, inorganiques, organiques et volatiles	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Oxydation</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Précipitations</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation et traitement
<i>Échange d'ions</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Microfiltration et ultrafiltration</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Osmose inverse</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement

Technologies de valorisation ou de récupération pour	Applicabilité de la technologie de valorisation ou de récupération pour l'élimination des	Adéquation de la technologie de valorisation ou de récupération pour
<i>Adsorption</i>	Solubles, en suspension, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Électrolyse</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Électrodialyse</i>	Solubles, inorganiques, organiques	Valorisation, réduction à la source, traitement

17. Les technologies comme le tamisage, la filtration, la centrifugation, la sédimentation, la coagulation, la gravité et la flottation font toutes partie du traitement primaire, car elles sont toutes utilisées au stade de base du traitement des eaux usées. Ces technologies sont généralement employées en cas de pollution importante de l'eau. L'objectif principal du traitement primaire est d'éliminer les particules solides et/ou en suspension à l'aide de ces technologies afin de garantir le fonctionnement efficace de la station d'épuration.

18. Les technologies de traitement secondaire comprennent des méthodes biologiques qui permettent aux bactéries d'éliminer les contaminants solubles et insolubles. Il existe de nombreuses bactéries aérobies et anaérobies que l'on peut utiliser dans différents procédés de traitement biologique des eaux usées pour éliminer divers contaminants de l'eau. Ces technologies varient en fonction de leur configuration et de leur mode de fonctionnement, c'est-à-dire la croissance en suspension, la croissance fixée, etc.

19. Les technologies de traitement tertiaire de l'eau sont très importantes dans les stratégies de traitement des eaux usées, car elles permettent d'obtenir une eau saine pour la consommation humaine. Les techniques utilisées à cette fin peuvent être regroupées en trois grandes catégories : la filtration, la désinfection et les oxydations avancées.

20. Les principaux exemples de technologies de traitement avancé pour la récupération de l'eau à partir des STEU municipales sont présentés dans la figure 1, classés dans les catégories filtration, désinfection et oxydation avancée.

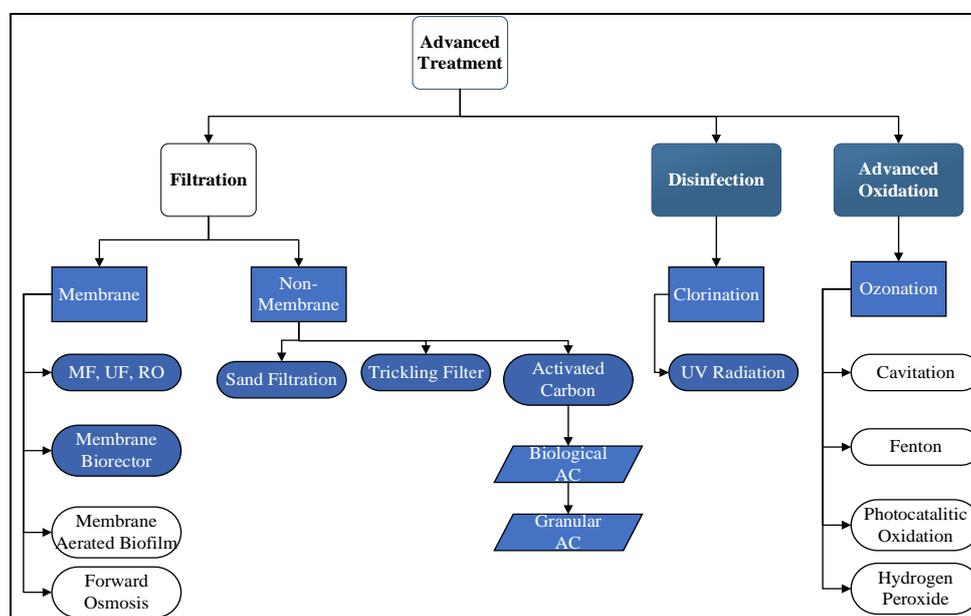


Figure 1: Principaux exemples de technologies permettant de récupérer l'eau des stations de traitement des eaux usées municipales

21. Les notes suivantes donnent un aperçu supplémentaire de l'applicabilité des technologies susmentionnées pour la récupération et la réutilisation de l'eau :

- a. La filtration à charbon actif (CA) peut permettre d'améliorer la qualité des effluents, ce qui rend leurs eaux aptes à la réutilisation. Ces composés carbonés ont la capacité de filtrer efficacement la DCO, le carbone organique total (COT), le chlore et de nombreux autres contaminants organiques hydrophobes comme les produits pharmaceutiques après avoir été activés par des agents physiques et/ou chimiques à haute température.
- b. Plusieurs polluants organiques non biodégradables, parmi lesquels les produits pharmaceutiques, les colorants, les pesticides et les virus, peuvent être dégradés en les soumettant à des Procédés d'oxydation avancée (POA), ce qui génère des radicaux hydroxyles (OH) en tant qu'agents oxydants hautement réactifs. Il est courant d'appliquer des PAO comme étape finale de désinfection et de nettoyage après un traitement biologique, mais il est également possible de les utiliser comme étape de prétraitement pour favoriser un traitement biologique supplémentaire.
- c. L'ozone (O₃) est un agent oxydant populaire que l'on peut créer localement à partir d'oxygène gazeux ou d'air sec. Il s'agit d'une méthode efficace pour désinfecter l'eau et empêcher la croissance de bactéries, virus et protozoaires nuisibles, ce qui en fait une option viable pour le recyclage de l'eau. Les coûts énergétiques élevés et la durée de vie limitée de l'ozone sont deux des principaux inconvénients de l'ozonation.
- d. Les technologies membranaires sont considérées comme la technologie principale et essentielle pour les stratégies avancées de récupération et de réutilisation des eaux usées qui permettent un traitement avancé fiable. Parmi leurs avantages, citons le fait qu'elles nécessitent moins d'espace, qu'elles constituent une barrière physique contre les particules et qu'elles sont efficaces pour retenir les micro-organismes sans provoquer de résistance ou de formation de sous-produits. À moins qu'un traitement par membrane sous forme d'osmose inverse (OI) ne soit déjà appliqué, une unité supplémentaire de désinfection peut être nécessaire pour une réutilisation sûre des eaux usées. L'annexe A donne plus de précisions sur les technologies membranaires.
- e. La désinfection, qui comprend la chloration et le rayonnement UV, est généralement la dernière étape à appliquer à la récupération de l'eau dans la plupart des STEU, en fonction bien sûr de l'utilisation finale de l'eau récupérée.

22. Le choix de la technologie de traitement appropriée doit tenir compte de l'utilisation finale prévue de l'eau récupérée (eau potable, eau d'irrigation, utilisation dans les parcs municipaux, etc.) ainsi que de l'applicabilité des technologies de récupération pour l'élimination des polluants et leur aptitude à la récupération et au traitement, comme indiqué dans le tableau 1.

23. Les principales technologies de désinfection pour le traitement des eaux usées et la réutilisation de l'eau et leurs variations sont présentées dans le tableau 2. La désinfection est appliquée afin de garantir que l'eau récupérée est conforme aux normes et réglementations nationales ou locales. Les Plans régionaux sur le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration adoptés dans la Décision IG.25/8 à la CdP 22 organisée à Antalya (Turquie) du 7 au 10 décembre 2021 fournissent des orientations sur cet aspect dans le cadre de leurs mesures.

24. Enfin, il est important d'envisager, à des fins de récupération de l'eau, la mise en œuvre de systèmes de gestion des risques tels que le système de Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement (SSP)³ lorsque la santé publique est en jeu. Les risques prédits et leurs impacts doivent être considérés comme faisant partie des données à utiliser dans les Systèmes d'aide à la décision (SAD) expliqués plus loin dans le présent document d'orientation.

³ La Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement (SSP) est une approche étape par étape basée sur le risque, élaborée par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour aider à la mise en œuvre de l'évaluation et de la gestion des risques au niveau local pour la chaîne de services d'assainissement, et depuis le confinement, pour l'acheminement, le traitement et l'utilisation finale de l'élimination.

Tableau 2 : Principales technologies de désinfection pour le traitement des eaux usées et la réutilisation de l'eau et leurs variations (Salgot and Folch, 2018)

Principales technologies de désinfection utilisées pour les systèmes de récupération et de réutilisation		
Type	Technologie	Remarques/Indications
Physique	Rayonnement ultraviolet (UV)	Il est recommandé d'utiliser plusieurs systèmes de lampes pour désinfecter les eaux usées. Les lampes doivent être changées à la fin de leur durée de vie théorique. Non utile en cas de turbidité élevée.
	Technologies membranaires	Plusieurs types. Le diamètre des pores définit la capacité de désinfection. L'ultrafiltration et la nanofiltration ainsi que l'osmose inverse sont les principales technologies citées.
Chimique	Chloration	Il s'agit de la technologie la plus courante. L'action résiduelle est sa caractéristique la plus importante. Elle est également utilisée en combinaison avec d'autres technologies, principalement les UV. Des sous-produits sont générés lors de la réaction avec la matière organique et d'autres polluants.
Autre	Systèmes supplémentaires de lagunage (maturation)	Le rayonnement UV naturel désinfecte. Les autres processus sont la mort naturelle et la prédation. Il convient d'éliminer les algues après ce traitement.
	Zones humides construites Infiltration-percolation	Utilisation de la capacité de désinfection des sols ou des biofilms ainsi que de la capacité de filtration (organismes associés aux solides).
Combinaison mixte	Chloration par ultraviolets (UV) Également membranes et chloration	Les UV agissent en éliminant les agents pathogènes ; le chlore est utilisé pour l'élimination finale et pour maintenir une capacité de désinfection résiduelle.

3.2 Technologies de récupération d'énergie pour les stations de traitement des eaux usées

25. Il est possible de réduire l'intensité énergétique des stations de traitement des eaux usées en concevant des procédés de traitement axés sur l'efficacité et la récupération de l'énergie. La récupération de combustibles à partir des eaux usées est possible en appliquant différentes technologies.

26. L'énergie chimique dans une station typique de traitement des eaux usées municipales peut être estimée à 17,8 kJ/g⁻¹ de DCO. Cela représente environ cinq fois l'énergie électrique nécessaire au fonctionnement d'un procédé de Boues activées classiques (BAC), bien que dans ce dernier, une fraction importante de l'énergie stockée dans la DCO soit perdue sous forme de chaleur pendant le métabolisme microbien. Les configurations actuelles permettent difficilement d'atteindre l'autosuffisance énergétique, qui se situe généralement entre 30 et 50 %, selon le pays concerné. Les principaux exemples de technologies de récupération d'énergie pour les stations de traitement des eaux usées municipales sont présentés dans la figure 2.

3.2.1 Récupération d'énergie à partir des processus de traitement des eaux usées

27. Le biogaz est la forme d'énergie la plus fréquemment produite dans les STEU après la digestion anaérobie des boues. Le biogaz est composé de méthane (50 à 70 %), de dioxyde de carbone (30 à 50 %) et de traces d'azote, d'hydrogène, de sulfure d'hydrogène et de vapeur d'eau (Manyuchi et al., 2018). Néanmoins, l'énergie produite par la digestion anaérobie des boues d'épuration et les technologies de production combinée de chaleur et d'électricité est encore limitée. Les obstacles à la mise en œuvre à grande échelle de la digestion anaérobie et de la production combinée de chaleur et d'électricité sont principalement associés aux coûts (p. ex., coûts d'investissement en infrastructure ou en équipement) (Pfluger et al., 2018).

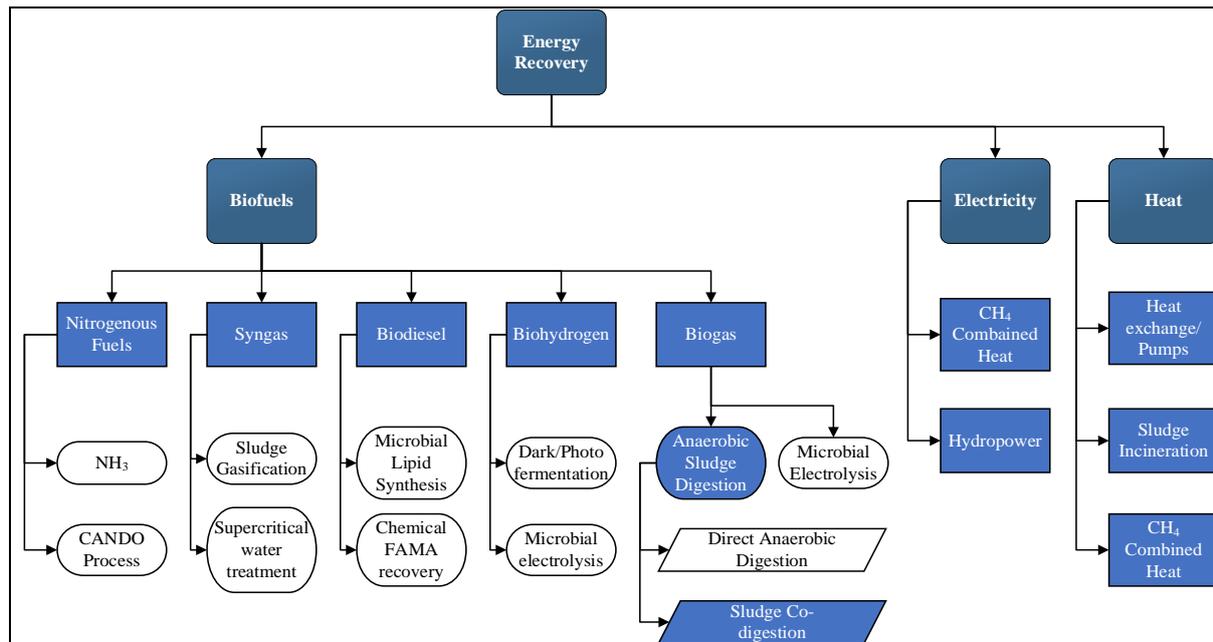


Figure 2 : Principaux exemples de technologies de récupération d'énergie pour les stations de traitement des eaux usées municipales

28. Les combustibles azotés peuvent également être récupérés à partir des eaux usées. L'une des voies possibles est le procédé CANDO qui comporte trois étapes : i) nitrification du NH_4^+ en NO_2^- , ii) réduction anoxique partielle du NO_2^- en N_2O et iii) conversion chimique du N_2O en N_2 avec récupération d'énergie. Une autre voie consiste à récupérer le NH_3 directement à partir des flux secondaires concentrés dans les stations de traitement des eaux usées, par exemple par stripping. Le NH_3 peut être brûlé pour produire de l'énergie ou utilisé comme carburant de transport grâce à la technologie appropriée. Les faibles concentrations d'azote dans les eaux usées municipales constituent un problème majeur dans ces voies, ce qui les rend leur utilisation impossible et non rentable (Kehrein, P. et coll., 2020).

29. Il est également possible d'obtenir du gaz de synthèse à partir des boues d'épuration municipales à l'aide de procédés de traitement de l'eau supercritique. Le gaz de synthèse ou gaz synthétique est un mélange d'hydrogène et de monoxyde de carbone, dans des proportions variables. Il est formé par la décomposition de matières organiques dans les boues d'épuration, qui sont hydrolysées en gaz de synthèse. Ce gaz contient souvent un peu de dioxyde de carbone et de méthane. Il est combustible et peut être utilisé comme carburant. Son avantage par rapport à d'autres technologies de traitement des boues est que les boues sont transformées en vecteur d'énergie dans des temps de séjour beaucoup plus courts qui durent quelques minutes seulement. En outre, il n'est pas nécessaire de déshydrater les boues excédentaires provenant des STEU avant de les introduire dans les réacteurs à eau supercritique. À cet égard, la technologie des eaux supercritiques s'est révélée être une méthode de traitement prometteuse pour les eaux usées et les boues contaminées provenant d'un large éventail d'industries, notamment les secteurs des pâtes et du papier, de la pharmacie, du textile, des pesticides, des produits laitiers, de la pétrochimie, des explosifs et de la distillerie.

30. Le biodiesel est un autre carburant qui peut être dérivé des boues. La récolte de biomasse riche en lipides par simple écumage de la surface des réacteurs de traitement des eaux usées pourrait fournir une matière première pour la production de biodiesel à haut rendement. L'utilisation de microalgues phototrophes qui traitent les eaux usées dans des bassins à haut débit est une voie de production de biodiesel bien étudiée. Toutefois, les performances des organismes phototrophes dépendent des conditions climatiques qui ne sont pas disponibles toute l'année dans les pays qui connaissent une saison hivernale. En outre, l'utilisation des terres pour ce type de production de biodiesel est élevée, tout comme les coûts des photobioréacteurs et de la récolte des algues (Kehrein et al. 2020).

31. Les pompes à chaleur sont conçues pour utiliser l'électricité afin d'extraire l'énergie thermique à basse température des eaux usées. Elles fournissent généralement 3 à 4 unités d'énergie thermique par unité d'énergie électrique consommée. Étant donné que la température des effluents présente des variations saisonnières relativement faibles par rapport aux températures atmosphériques, cela peut servir de source stable de chaleur récupérable à l'aide de pompes à chaleur. La température des eaux usées peut être utilisée pour le chauffage ou le refroidissement des bâtiments. La température des boues offre également une source d'énergie thermique potentiellement intéressante pour la récupération sur place pendant le séchage des boues (W. Mo et Q. Zhang, 2013).

3.2.2 Récupération d'énergie à partir des boues d'épuration dans les centrales énergétiques

32. Les boues d'épuration peuvent être coïncinérées dans les centrales électriques existantes. La co-incinération a lieu principalement dans les centrales électriques au charbon, dans les usines d'incinération de déchets et dans les cimenteries. Pour l'industrie du ciment, cela permet d'économiser du combustible et des matières premières. Si les boues d'épuration présentent au moins un état partiellement séché, la co-incinération contribue en outre à économiser des combustibles (fossiles).

33. Co-incinération dans les centrales électriques au charbon : les centrales électriques au charbon sont en cours de remplacement par des centrales au gaz. Néanmoins, les boues d'épuration peuvent être coïncinérées dans les centrales électriques au lignite et à la houille. Les principaux systèmes de fours d'exploitation sont le combustible pulvérisé ou le lit fluidisé circulant.

34. En général, seules les boues d'épuration stabilisées (c'est-à-dire digérées) sont brûlées. L'utilisation de boues brutes entraînerait de grandes difficultés de manipulation et de stockage et ne convient pas en raison de leur forte teneur en eau et surtout de leur faible capacité de déshydratation, ainsi que de la production de gaz et d'odeurs. Techniquement, il est possible d'incinérer les boues d'épuration séchées et les boues d'épuration simplement déshydratées. Actuellement, les boues d'épuration déshydratées ayant une teneur en matière sèche d'environ 25 % à 35 % de la masse sèche sont brûlées dans la plupart des centrales de co-incinération. Certaines centrales utilisent uniquement des boues d'épuration entièrement séchées. Dans d'autres, elles sont mélangées à des boues d'épuration déshydratées et réinjectées dans le processus d'incinération.

35. Lorsque l'on utilise des boues d'épuration déshydratées, le séchage intégré des boues a généralement lieu avant l'incinération. Dans les centrales électriques qui utilisent des combustibles pulvérisés, les boues d'épuration sont généralement introduites dans le processus par le broyeur de charbon, puis séchées et broyées avec le charbon. La capacité de séchage des broyeurs de charbon est souvent le facteur limitant ; l'utilisation de boues d'épuration déshydratées est réduite à un faible pourcentage. Cela est particulièrement vrai pour les centrales électriques alimentées au charbon, où seule une capacité de séchage limitée est disponible en raison de la faible teneur en eau du charbon. Dans la plupart des centrales électriques au charbon, la teneur avérée en boues d'épuration représente jusqu'à 5 % de la masse du combustible.

36. Par rapport au charbon, les boues d'épuration ont une proportion relativement élevée de composants minéraux, de l'ordre de 40 à 50 %. La teneur en cendres, qui doivent être séparées après l'incinération, est également élevée, tandis que le pouvoir calorifique lié à la teneur totale en matières solides est faible. Le pouvoir calorifique des boues d'épuration est de 9 à 12 MJ/kg à l'état complètement sec. Le lignite a un pouvoir calorifique comparable à environ 50 % de teneur en eau. La houille est extraite avec une teneur en eau de 7 à 11 % et dans cet état, elle a un pouvoir calorifique de 27 à 30 MJ/kg.

37. Les boues d'épuration sont un puits pour un certain nombre de polluants. Lorsque les boues d'épuration sont coïncinérées dans des centrales électriques au charbon, l'apport supplémentaire de métaux lourds – en particulier de substances hautement volatiles comme le mercure – se fait sentir dans les valeurs d'émission. C'est l'une des raisons pour lesquelles la quantité de boues d'épuration coïncinérées dans les centrales électriques reste limitée à un faible pourcentage. Il est recommandé d'utiliser des évaluations fondées sur les risques pour estimer les effets indésirables des émissions atmosphériques résultant de la co-incinération des boues dans les centrales au charbon.

38. Co-incinération dans les usines d'incinération de déchets : les boues d'épuration municipales sont éliminées à différents degrés de séchage dans un certain nombre d'installations d'incinération de déchets, dont le principe de fonctionnement repose essentiellement sur la technologie de grille. Le taux d'adjonction ne doit pas dépasser 20 % et la boue humide doit être bien mélangée au reste du matériau pour éviter la formation de grumeaux. Ce résultat est souvent obtenu par ce que l'on appelle des épandeurs dans la fosse à déchets ou par des dispositifs centrifuges pour alimenter la chambre de combustion. En cas de co-incinération de boues d'épuration séchées, il y a un risque que les boues tombent à travers la grille sans être suffisamment brûlées. Lorsque la co-incinération a lieu dans des installations d'incinération de déchets, il convient de noter que les boues d'épuration influent considérablement sur la teneur en poussières des gaz d'échappement et que, par conséquent, les installations d'épuration des gaz de combustion doivent être conçues de manière à accroître les performances de séparation requises.

39. Co-incinération dans les cimenteries : la production de ciment est un processus très énergivore qui utilise depuis des décennies des combustibles de substitution issus de déchets. À cet effet, les boues d'épuration séchées (dont la teneur moyenne en eau est de 27 % en poids) remplacent les combustibles fossiles. En outre, la teneur en minéraux des boues d'épuration peut remplacer les matières premières minérales, telles que le sable ou le minerai de fer, nécessaires à la production de ciment.

40. La co-incinération des boues d'épuration dans les cimenteries est avantageuse à deux égards. D'une part, elle permet d'économiser des matières premières et des combustibles précieux et, d'autre part, la co-incinération des boues d'épuration, qui est considérée comme largement neutre sur le plan climatique, contribue également à la réduction du CO₂. Outre les boues d'épuration séchées, les boues d'épuration déshydratées mécaniquement sont également utilisées dans une faible mesure. Dans ce cas, on ne peut s'attendre qu'à une très faible contribution à la satisfaction des besoins énergétiques ; la substitution des matières premières est beaucoup plus importante.

41. Les valeurs limites de métaux lourds pour l'incinération des déchets s'appliquent également à la co-incinération des boues d'épuration dans les cimenteries. Les limites d'apport en métaux lourds pour les boues d'épuration sont aussi particulièrement importantes pour limiter la teneur en métaux lourds.

3.3 Technologies de récupération et de valorisation des nutriments des engrais

42. Les eaux usées représentent une riche source de phosphore (P), d'azote (N), de magnésium (Mg) et de potassium (K). Ces substances constituent la base de la composition d'un certain nombre d'engrais commerciaux. C'est pourquoi des tentatives ont été faites pour récupérer correctement ces substances des eaux usées, même si leur récupération n'est pas totalement économique malgré leur potentiel élevé.

43. Il existe de nombreux systèmes de récupération du phosphore des eaux usées, opérationnels ou partiellement déployés, tels que la lixiviation chimique par voie humide, les procédés d'oxydation par voie humide, la métallurgie, la biolixiviation, la thermochimie et l'extraction chimique par voie humide. Il est de notoriété publique que le P et le NH₄-N précipitent naturellement hors de l'urine sous forme de struvite, ce qui contribue à l'obstruction des réseaux de canalisations d'eaux usées (Somathilake, 2009). Les autres technologies de récupération des nutriments comprennent la précipitation chimique, les procédés membranaires, l'élimination biologique améliorée du phosphore, les procédés d'adsorption, l'adsorption.

44. Des efforts récents (Günther et al., 2018) ont été déployés pour récupérer les nutriments sous forme de struvite grâce à diverses techniques d'extraction chimique. La struvite, qui est une substance organique riche en phosphate contenant des niveaux élevés de Mg²⁺, PO₄³⁻ et NH₄⁺, offre de nombreux avantages par rapport aux engrais chimiques disponibles dans le commerce. Il s'agit notamment des caractéristiques de libération lente, du conditionnement des sols, de la prévention du ruissellement de surface et de la consommation limitée sur une longue période (Krishnamoorthy et al., 2021).

45. L'électrodialyse (ED) est une autre technologie qui est actuellement considérée comme une méthode prometteuse pour éliminer et récupérer les nutriments à partir des eaux usées. Elle est décrite comme une technique de séparation électromécanique qui sert à l'extraction des ions en solution, en plus de l'extraction de la dureté et des matières organiques des électrolytes, en utilisant des membranes échangeuses d'ions dans un champ électrique pour encourager la séparation ionique (Lee et al., 2013). Il convient de noter que le processus d'électrodialyse pour la récupération des nutriments diffère de l'ED typique pour le dessalement (Mohammadi et al., 2021).

46. Comme nous l'avons vu dans la section précédente, l'incinération des boues d'épuration est une méthode de traitement des eaux usées qui sert à réduire le volume des boues, les odeurs et à éliminer les polluants organiques comme les produits pharmaceutiques et les agents pathogènes. Des quantités importantes de phosphore contenues dans les boues d'épuration peuvent être réutilisées en épandage agricole ou urbain, à condition que les caractéristiques des boues répondent aux normes et réglementations nationales. Toutefois, la présence de métaux lourds reste le principal obstacle à l'application directe des cendres d'incinération des boues d'épuration sur les champs de culture (Vogel et al., 2013).

47. Des exemples de technologies de récupération d'énergie ou de nutriments pour le traitement des eaux usées municipales sont présentés dans la figure 3. Il faut noter que l'épandage des boues et l'utilisation des boues comme conditionneurs du sol ont été abordés dans le Plan régional pour la gestion des boues d'épuration par la Décision IG.25/8 de la CdP 22 qui s'est tenue à Antalya (Türkiye).

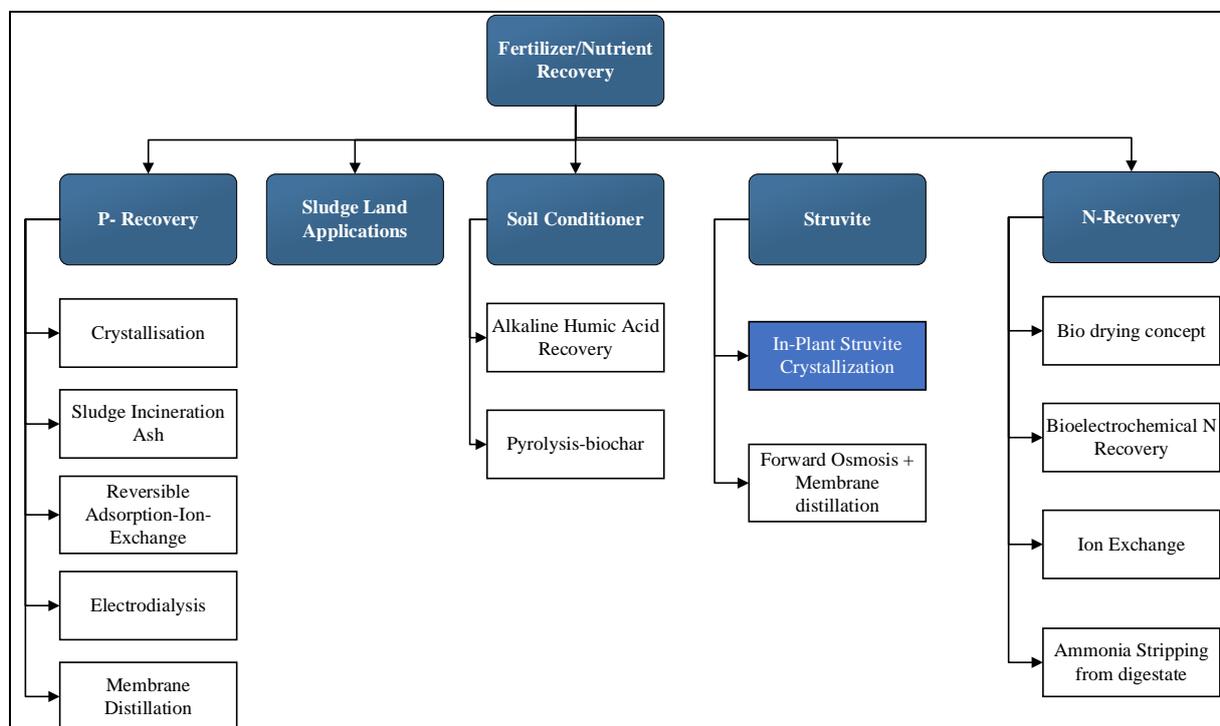


Figure 3 : Principaux exemples de technologies de récupération d'engrais ou de nutriments pour le traitement des eaux usées municipales

3.4 Considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération des ressources issues des processus de traitement des eaux usées

48. Avant de choisir une voie de récupération des ressources, il convient d'étudier la faisabilité de la valorisation de l'eau ou de la récupération des matériaux et de l'énergie provenant des processus de traitement des eaux usées afin de déterminer les coûts économiques associés à l'extraction de la

ressource requise dans des quantités réalisables et de qualité acceptable ; leur chaîne de valeur commerciale, la concurrence et les aspects logistiques qui ont un impact sur le coût ; les émissions et les risques sanitaires ; ainsi que l'acceptation sociale et les législations en matière de disponibilité. Ces aspects doivent être considérés comme faisant partie des données à utiliser dans les Systèmes d'aide à la décision (SAD) expliqués plus loin dans le présent document d'orientation.

49. Le tableau 3 présente les principales considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales relatives à la récupération de l'eau, de l'énergie et des engrais (nutriments) provenant des processus de traitement des eaux usées. Ces aspects sont considérés comme le point de départ de toute conception de stations de traitement des eaux usées ainsi que de la sélection des technologies appropriées pour la récupération de ressources. Le tableau 3 est divisé en trois parties : i) l'économie, y compris la chaîne de valeur, ii) la pollution et les risques sanitaires et iii) l'acceptation sociale et les politiques de soutien.

Tableau 3 : Principales considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des engrais provenant des processus de traitement des eaux usées (adapté de Kehrein, P. et al. 2020)

ÉCONOMIE ET CHAÎNE DE VALEUR			
	<i>Description du processus</i>	<i>Récupération de ressources</i>	<i>Éléments à prendre en compte</i>
Coûts du processus	Un processus de récupération de ressources n'est pas rentable en raison de coûts d'exploitation ou d'investissement excessifs.	Eau	La demande énergétique des technologies membranaires est élevée. Par m ³ d'eau récupérée par le traitement secondaire des effluents par ultrafiltration et osmose inverse, un bénéfice de 0,25 €a été calculé.
			L'encrassement est un facteur de coût supplémentaire pour les technologies membranaires. Les coûts varient considérablement et dépendent des caractéristiques de la membrane, des conditions d'exploitation, de la qualité de l'eau d'alimentation et des techniques de nettoyage appliquées.
			Les coûts d'élimination du rétentat des membranes dépendent du niveau de traitement, des caractéristiques du rétentat et de la méthode d'élimination.
			Les procédés d'oxydation avancée consomment beaucoup d'énergie et nécessitent des réactifs coûteux.
		Énergie	Piles à combustible microbiennes : équipement et coût d'exploitation élevés.
			La récupération du NH ₃ pour le carburant n'est pas rentable, car les coûts énergétiques de l'élimination du NH ₃ dépassent souvent l'énergie et la valeur du gaz récupéré.
		Engrais	Les coûts de récupération du phosphore dépassent ceux du minéral de phosphore conventionnel. En supposant une charge de 660 g de phosphore par habitant et par an, les coûts de récupération seraient de 3 600 à 8 800 €par tonne de phosphore récupéré.
			Les procédés de récupération de la struvite peuvent ne pas être rentables, ce qui dépend fortement des bénéfices tirés de la vente de la struvite. Les prix du marché sont très variables et ont été estimés, par exemple, entre 180 et 330 €par tonne.
			La récupération du phosphore à partir des cendres d'incinération des boues nécessite des incinérateurs spécialisés et coûteux

ÉCONOMIE ET CHAÎNE DE VALEUR (suite)			
Quantité de ressources	Par rapport aux systèmes de production conventionnels, seules de petites quantités d'une ressource peuvent être récupérées dans une STEU. Cela peut être dû à de faibles rendements du processus, à de faibles concentrations de la ressource ou à de faibles quantités globales de la ressource dans le flux d'eaux usées.	Énergie	Les unités de production combinée de chaleur et d'électricité pour le CH ₄ récupéré présentent des pertes de conversion élevées, de l'ordre de 60 %.
			La DCO peut être trop diluée pour une digestion anaérobie directe efficace des eaux usées. 750 mg de DCO par litre représente une concentration moyenne pour les effluents des STEU municipales.
			La fermentation noire des boues présente des rendements en H ₂ très faibles (17 %).
		Engrais	Les quantités de nutriments récupérables à partir des eaux usées sont faibles par rapport aux coûts de production industrielle. Par exemple, en Flandre (Belgique), les importations annuelles de phosphore extrait des mines s'élèvent à 44 100 tonnes, alors que les quantités combinées de phosphore dans les eaux usées ne sont que de 3 350 tonnes.
			Struvite : les faibles concentrations de phosphore limitent les précipitations qui nécessitent au moins 100 mg de phosphore par litre.
			Struvite : seule la fraction de phosphore soluble des flux secondaires est récupérée.
			Les faibles concentrations d'azote de seulement 30 mg par litre de NH ₄ -N dans les eaux usées néerlandaises moyennes peuvent rendre la récupération du NH ₄ non rentable.
	<i>Description du processus</i>	<i>Récupération de ressources</i>	<i>Éléments à prendre en compte</i>
Qualité de la ressource	La qualité d'une ressource récupérée n'est pas assez élevée pour en faciliter la commercialisation. Cela peut être dû à la présence de contaminants ou d'impuretés dans la ressource.	Engrais	Épandage des boues d'épuration : teneur en eau élevée (70 à 90 %) et faible teneur en nutriments (7 kg de phosphore par tonne)
			Contamination possible de la struvite
Valeur marchande et concurrence	Les systèmes de production conventionnels sont potentiellement plus compétitifs que les VRR. Cela peut être dû à divers facteurs, notamment une qualité et des quantités de produits plus élevées ou des coûts de production plus faibles.	Énergie	Le CH ₄ a une faible valeur marchande (moyenne UE-28 2019 : 0,046 €par kWh pour les consommateurs domestiques).
			L'électricité a une faible valeur marchande (moyenne UE-28 2019 : 0,22 €par kWh pour les consommateurs domestiques).
		Engrais	Les nutriments en vrac provenant de l'industrie des engrais sont disponibles à bas prix (roche phosphatée : 110 USD par tonne en 2014).
			Dans les régions d'élevage intensif, le fumier riche en phosphore est souvent disponible en abondance comme engrais de substitution.
			La valeur marchande de la struvite est difficile à estimer en raison du manque de connaissances et de confiance des agriculteurs dans son potentiel fertilisant.
Logi	Si les ressources récupérées ne sont pas	Eau	Les disparités temporelles et géographiques entre l'offre et la demande d'eau doivent être prises en compte.

	utilisées sur place, il convient d'organiser la distribution et le transport. Cela peut être difficile en raison des disparités géographiques et temporelles entre l'offre et la demande, du manque d'infrastructures ou du coût.		L'emplacement topographique de la STEU pourrait nécessiter le pompage vers le haut de l'eau récupérée. Une remontée verticale de 100 m est aussi coûteuse qu'un transport horizontal de 100 km (0,05 à 0,06 USD par m ³ en 2005).
			Nécessité éventuelle d'une nouvelle infrastructure de canalisation pour l'eau récupérée.
		Énergie	Les disparités temporelles et géographiques entre l'offre et la demande d'énergie thermique doivent être équilibrées.
			Coûts de pressurisation et de transport du CH ₄ en l'absence de raccordement au réseau de gaz naturel.
		Engrais	Épandage des boues dans les champs : le transport entre la STEU et les terres arables pourrait être trop coûteux en raison de la teneur élevée en eau.

RISQUES DE POLLUTION ET RISQUES SANITAIRES

	Description du processus	Récupération de ressources	Éléments à prendre en compte
Émissions et risques sanitaires	L'utilisation de ressources récupérées ou le processus de récupération peut entraîner des risques pour la santé humaine en raison de la présence de contaminants ou peut causer des émissions et des problèmes environnementaux. Cela peut être dû à un contrôle insuffisant du processus.	Eau	La réutilisation de l'eau potable a été évaluée comme présentant un risque trop important pour la santé.
			L'élimination incomplète des produits chimiques ou des agents pathogènes pendant le traitement peut provoquer des maladies.
			Les biocides chimiques utilisés dans le traitement tertiaire peuvent générer des sous-produits nocifs.
			Les plantes ou les sols peuvent être contaminés en raison de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation.
		Énergie	Les digesteurs anaérobies non chauffés peuvent favoriser les émissions de CH ₄ solubilisé.
		Engrais	La struvite peut être contaminée par des polluants émergents et des métaux lourds.

SOCIÉTÉ ET POLITIQUE

	Description du processus	Récupération de ressources	Éléments à prendre en compte
Acceptation	L'acceptation par les utilisateurs des ressources récupérées à partir des eaux usées peut être faible en raison de craintes ou d'idées fausses sur les risques que comportent ces ressources.	Eau	Les projets de réutilisation de l'eau peuvent rarement être mis en œuvre sans l'acceptation sociale.
			La réutilisation directe de l'eau potable soulève des barrières psychologiques.
Politique	Afin de réussir, les VRR ont besoin de cadres de politique et juridiques adéquats. Un manque de législation, de volonté politique ou d'incitations économiques peut entraver la réussite de la mise en œuvre.	Eau	Des incitations des pouvoirs publics sont nécessaires pour rendre la réutilisation de l'eau financièrement attractive.
			L'absence de réglementation commune est un obstacle à la réutilisation de l'eau (en Europe du Sud).
			Manque de volonté politique pour la mise en œuvre de la législation et des politiques de réutilisation de l'eau.
		Énergie	La digestion anaérobie doit être subventionnée pour pouvoir concurrencer le gaz naturel.
		Engrais	Absence de législation sur l'application de struvite dans les champs.

50. La chaîne de valeur est la principale force motrice qui pousse les décideurs à choisir une certaine technologie pour servir l'objectif de la récupération des matériaux et de l'énergie. Naturellement, elle peut varier en fonction des besoins et des priorités du pays. Une étude de marché complète avec une projection incluant les aspects logistiques doit être préparée, en particulier pour la récupération des nutriments.

51. Les considérations relatives à la pollution et à la santé sont directement liées à l'effet des rejets et à la production de sous-produits nocifs indésirables qui sont des éléments essentiels pour atténuer le risque d'une technologie de récupération de ressources sélectionnée. C'est pourquoi les systèmes de gestion des risques doivent être pris en compte dans tout projet de récupération des matériaux, dans le but d'atténuer tout impact négatif sur la santé humaine.

52. Enfin, l'acceptation sociale des matériaux récupérés (par exemple, la réutilisation de l'eau récupérée) et les politiques connexes en place sont cruciales pour la récupération technologiquement réussie et économiquement viable des ressources et des matériaux provenant des processus de traitement des eaux usées.

4. Technologies de traitement des contaminants émergents dans les stations de traitement des eaux usées

53. Les Contaminants émergents (CE) sont des produits chimiques et substances naturels ou artificiels que l'on peut trouver dans les masses d'eau. Ces contaminants ont une capacité de nuisance élevée pour les humains, la vie aquatique et l'environnement. La présence de ces contaminants devient une source importante de préoccupation s'ils ne sont pas réglementés. Les contaminants émergents entraînent fréquemment la production de sous-produits dont les caractéristiques physico-chimiques sont inconnues. L'exposition aux contaminants émergents peut causer une grande variété de maladies chez les humains. Certains contaminants émergents peuvent agir comme des perturbateurs endocriniens en raison de leur similarité structurale avec les hormones naturelles, tandis que d'autres peuvent induire des effets mutagènes et cancérigènes, comme un risque accru de cancer du sein et celui de la prostate (Prangya R. Rout et al., 2021).

4.1 Classification des contaminants émergents et de leurs sources, occurrence et devenir ou transport

54. En fonction de leurs caractéristiques chimiques et physiques, les CE entrent dans l'une des trois grandes catégories suivantes : les particules, les composés organiques et les composés inorganiques, comme le montre la figure 4. Environ 70 % des CE présents dans les échantillons environnementaux sont des PhAC (composés pharmaceutiquement actifs) et des PCP (produits de soin personnel), tandis que les 30 % restants sont des composés industriels et agricoles (Ouda et al., 2021).

55. Les eaux usées domestiques, les effluents industriels, les rejets hospitaliers, l'élevage et le ruissellement agricole ne sont que quelques-unes des sources des CE qui se retrouvent dans l'environnement aquatique et souterrain. Les principales sources de CE dans l'environnement sont les effluents industriels pharmaceutiques, les PCP, les biocides et d'autres produits chimiques. Les PhAC et les PCP peuvent être introduits dans l'environnement à partir de diverses sources, mais les rejets domestiques en sont une source importante. Les conjugués de médicaments, les bactéries et les gènes résistants aux antibiotiques, les métabolites pharmaceutiques, les éléments radioactifs, etc. sont tous présents dans les effluents hospitaliers et contribuent de manière significative aux CE. Parmi les autres sources importantes de CE figurent les eaux de ruissellement provenant de l'élevage et des activités agricoles, notamment sous la forme d'hormones stéroïdiennes et de pesticides utilisés pour améliorer le rendement des cultures. Les biocides et les insecticides utilisés, la nature des masses d'eau de surface et les conditions météorologiques jouent tous un rôle dans la quantité de CE apportés par ces sources. Le lessivage des décharges, l'irrigation avec de l'eau recyclée, les rejets de l'aquaculture, les fuites des installations de traitement des eaux usées, etc. sont d'autres sources de CE dans l'environnement. La figure 5 illustre les principales sources et voies d'entrée des contaminants émergents dans les écosystèmes aquatiques et souterrains.

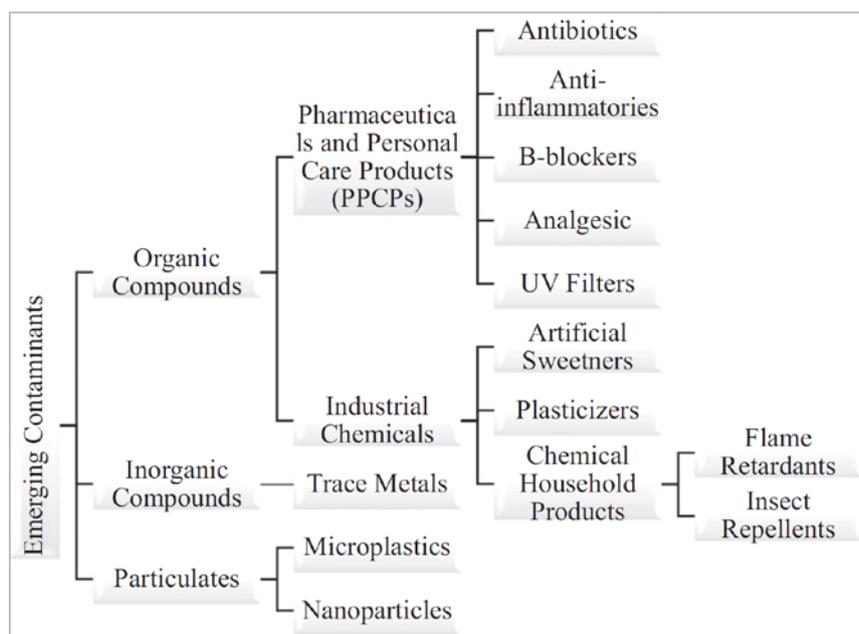


Figure 4 : Une méthode de classification simplifiée pour les CE (adapté de Ouda et al., 2021)

56. Une fois que les CE ont pénétré dans l'environnement, ils commencent immédiatement à migrer vers divers milieux aquatiques en suivant une variété de voies distinctes ; leurs concentrations varient considérablement les unes des autres dans les divers milieux aquatiques. Ceci est principalement le résultat d'un certain nombre de facteurs, y compris, sans toutefois s'y limiter, la dilution, la persistance dans l'environnement, l'efficacité du traitement, et autres (Luo et al., 2014). Dans la plupart des cas, la présence de CE dans les milieux aquatiques a été documentée dans diverses catégories distinctes, notamment les eaux usées brutes, les eaux usées traitées provenant de STEU, les boues d'épuration, les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau potable.

4.2 Traitement des contaminants émergents dans les STEU

57. Les concentrations relativement faibles des CE les rendent difficiles à traiter, ce qui indique également que leur détection et leur surveillance constituent un véritable défi. Bien que la séparation soit une méthode courante pour concentrer les échantillons afin d'améliorer les taux de détection, cette approche n'est pas sans inconvénients. Le plus notable est le risque de perte de contaminants, de détérioration des instruments d'analyse et la difficulté de la détection en ligne. Les CE ont des propriétés physicochimiques très variables, ce qui signifie qu'il est impossible de détecter tous les types de CE à l'aide de la même technique analytique. Par conséquent, il est nécessaire de mettre au point des méthodes analytiques et bioanalytiques améliorées et avancées pour la détection des CE. Les recherches se poursuivent actuellement en vue de créer des méthodes analytiques de détection et de surveillance des CE qui soient à la fois simples et économiques (Ouda et al., 2021).

58. Les STEU classiques ne sont pas spécifiquement conçues pour éliminer efficacement les CE. L'efficacité de l'élimination des CE varie considérablement en fonction de leur persistance, de leurs caractéristiques physicochimiques, des procédures de traitement appliquées et des conditions opérationnelles ou environnementales. En général, les procédures de traitement primaire de base appliquées dans les STEU sont conçues pour éliminer les matières en suspension et les matières colloïdales. On constate que les CE sont également éliminés dans une certaine mesure, principalement par sorption sur les boues primaires, comme le montre la figure 6.

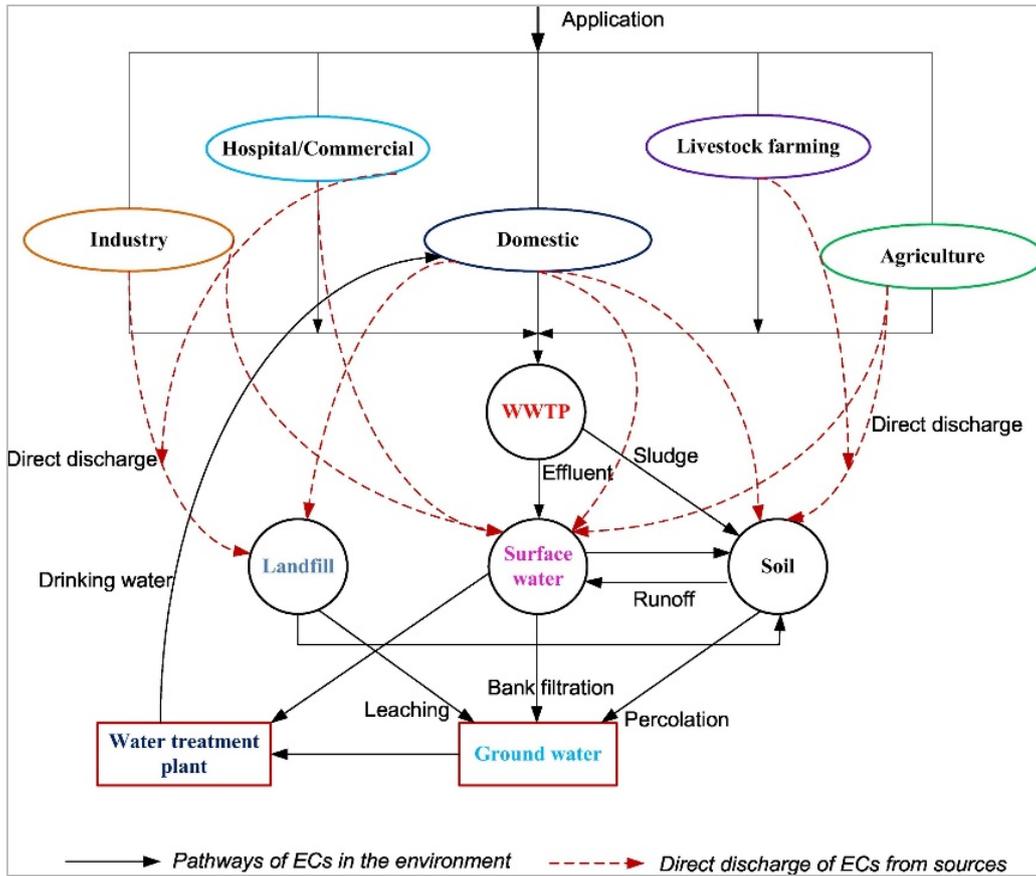


Figure 5 : Principales sources et voies de pénétration des contaminants émergents (CE) dans les écosystèmes aquatiques et souterrains (adapté de Prangya R. Rout et al., 2021)

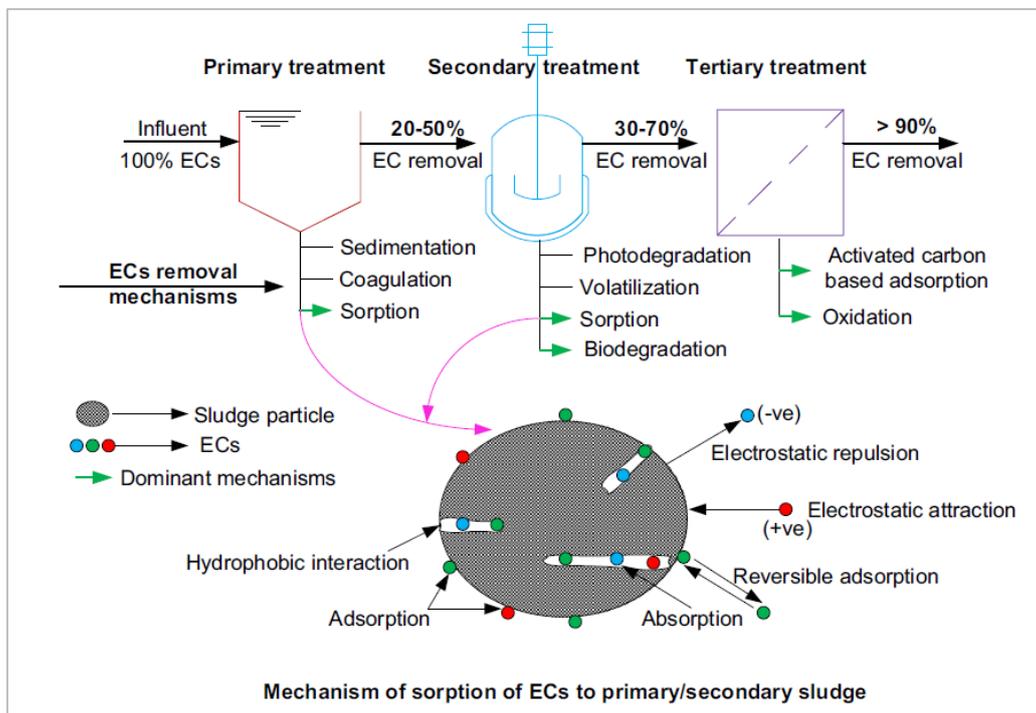


Figure 6 : Mécanisme de sorption des CE sur les boues primaires ou secondaires

59. Au cours de la phase de traitement secondaire dans une STEU qui vise à éliminer les matières organiques ou les nutriments par décomposition biologique, les CE sont susceptibles de subir différents procédés, tels que la biodégradation, la sorption, la dispersion, la dilution, la photodégradation et la volatilisation. Cependant, la biotransformation ou la biodégradation et la sorption sont les mécanismes prédominants de l'élimination des CE.

60. De même, les procédures de traitement tertiaire dans les STEU destinées à éliminer les nutriments, les particules en suspension et les agents pathogènes se sont avérées très efficaces pour éliminer les CE, en particulier les CE résistants, par des techniques d'oxydation traditionnelles comparables à l'ozonation.

61. En général, l'efficacité de l'élimination des CE pendant le traitement primaire est comprise entre 20 et 50 %, tandis que l'efficacité de l'élimination pendant les processus de traitement ultérieurs est comprise entre 30 et 70 %. D'autre part, il existe des cas d'élimination négative des CE dans les STEU où les concentrations dans les effluents sont supérieures aux concentrations dans les eaux à traiter. Cela s'explique par le fait que la majorité des CE sont éliminés sous la forme d'un mélange de substances chimiques mères et de conjugués par les matières fécales et l'urine. Pendant le traitement biologique, les conjugués peuvent redevenir les composés parents par clivage enzymatique, ce qui entraîne une augmentation de la concentration des CE concernés (Prangya R. Rout et al., 2021).

62. Les effets de l'utilisation des technologies de traitement primaire, secondaire et tertiaire sur l'élimination des CE sont décrits plus en détail à l'annexe B des présentes Lignes directrices, y compris l'élimination des CE dans le processus de boues activées et les bioréacteurs à membrane dans le cadre du traitement secondaire, ainsi que l'élimination des CE par ozonation et adsorption sur charbon actif dans le cadre du traitement tertiaire.

5. Microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées : occurrence, détection et élimination

63. Les microplastiques, également définis comme des particules de plastique d'une taille inférieure à 5 micromètres (Thompson, 2015), peuvent être générés directement (microplastiques primaires) ou formés indirectement (microplastiques secondaires) par l'érosion de gros débris de plastique résultant de l'exposition à des facteurs de stress environnementaux comme l'eau, le vent et la lumière du soleil. Les microplastiques sont présents dans tout l'environnement aquatique, des cours d'eau et des lacs aux estuaires et aux côtes en passant par les écosystèmes marins, en raison de l'utilisation généralisée d'articles en plastique et de la gestion inadéquate de l'élimination des déchets plastiques. Les menaces que les microplastiques font peser sur la vie aquatique et la santé humaine suscitent une inquiétude croissante. La présence et le dépôt de microplastiques dans l'environnement posent d'importants problèmes environnementaux et écologiques (Sun et al., 2019). Leur absorption peut également contribuer à la propagation de micropolluants.

64. Le contrôle des microplastiques nécessite une compréhension approfondie de leur présence et de leur devenir dans les STEU, ainsi qu'une méthode de détection efficace (Sun et al., 2019). La présente section a pour but de fournir des orientations sur l'élimination des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées, afin d'aider les exploitants d'installations à assurer une exploitation durable des STEU.

5.1 Occurrence des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées

65. Les microplastiques provenant d'activités industrielles et urbaines peuvent être transportés vers les STEU par le système d'égouts. Il s'agit notamment de nombreux produits de soin personnel et cosmétiques tels que les lotions, les savons, les gommages pour le visage et le corps et le dentifrice. Même si ces installations sont capables d'éliminer plus de 90 % des microplastiques des eaux usées, des millions de microplastiques sont encore rejetés chaque jour dans l'environnement à travers les eaux usées traitées (Sol et al., 2020).

66. La concentration de microplastiques varie généralement entre $6,10 \times 10^2$ et $3,14 \times 10^4$ particules/L dans les eaux à traiter et entre 0,01 et $2,97 \times 10^2$ particules/L dans l'effluent, malgré une grande variabilité des données communiquées (Ali et al., 2021). Les concentrations de microplastiques peuvent varier d'une station d'épuration à l'autre en raison de nombreux facteurs, notamment la zone de captage, la population desservie, l'utilisation des terres dans la zone environnante, la présence ou l'absence d'un réseau d'égouts unitaires, le type d'eaux usées traitées (domestiques, commerciales, industrielles), etc. Comme la majeure partie des microplastiques dans les eaux usées proviennent de rejets résidentiels, les activités humaines dans le bassin desservi, comme la préférence des résidents pour le port de vêtements synthétiques ou l'utilisation de produits en plastique, peuvent avoir une incidence directe sur la concentration de microplastiques dans les eaux usées (Sun et coll., 2019).

5.2 Techniques de détection des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées

67. Comme le montre la figure 7, la détection des microplastiques dans les STEU comporte généralement trois étapes : la collecte d'échantillons, le prétraitement des échantillons et la caractérisation ou la quantification des microplastiques. Cependant, les méthodologies utilisées pour chaque étape ne sont pas encore normalisées. Les microplastiques étant présents à la fois dans les eaux usées et dans les boues d'épuration, plusieurs approches peuvent être appliquées en fonction des propriétés des échantillons (Sun et al., 2019). Les microplastiques présents dans les eaux usées peuvent être recueillis de différentes manières, les plus courantes étant la collecte dans des conteneurs, la collecte par échantillonneur automatique, le pompage et la filtration séparés, ainsi que la filtration en surface. Pour le prétraitement des microplastiques dans les STEU, diverses techniques sont utilisées pour purifier et retirer les microplastiques de leur matrice d'origine, car les échantillons obtenus à partir des STEU (notamment les échantillons de boues) peuvent contenir une forte concentration de matières organiques ou de particules inorganiques. La peroxydation catalytique en milieu aqueux est une technique fréquente pour éliminer les matières organiques des échantillons de STEU (WPO). La dégradation enzymatique est une technique relativement récente en cours d'exploration pour la purification des microplastiques contaminés par des matières organiques. Des enzymes techniques telles que la lipase, l'amylase, la protéinase, la chitinase et la cellulase sont utilisées dans le processus de dégradation en dissolvant les échantillons de microplastiques. Les traitements alcalins et acides sont des techniques alternatives pour éliminer les matières organiques des échantillons d'eaux usées et de boues. D'autre part, les particules inorganiques dans les échantillons d'eaux usées et de boues sont généralement extraites en utilisant la séparation par densité et une solution saline. Dernière étape de la détection des microplastiques dans les STEU, l'analyse des microplastiques peut être divisée en deux catégories : la caractérisation physique et la caractérisation chimique. La caractérisation physique vise principalement à caractériser la répartition des tailles des microplastiques et à analyser d'autres paramètres physiques tels que la forme et la couleur. Quant à la caractérisation chimique, elle est essentiellement utilisée pour étudier la composition chimique des microplastiques (Sun et al., 2019).

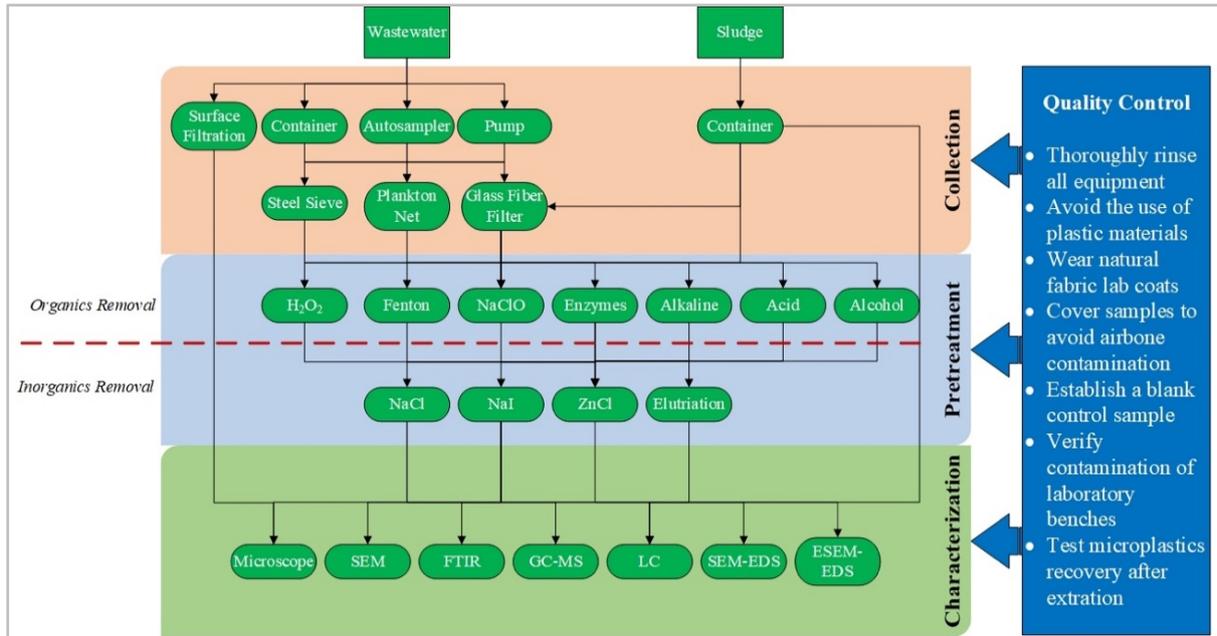


Figure 7 : Diagramme de processus pour la détection des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées (Sun et al., 2019)

5.3 Élimination des microplastiques dans les stations de traitement des eaux usées

68. L'efficacité de l'élimination des microplastiques au cours des traitements préliminaire, primaire, secondaire et tertiaire est représentée à la figure 8 par l'estimation du flux de particules de microplastiques fondée sur les plages de valeurs publiées. Il est possible d'éliminer efficacement la majorité des microplastiques présents dans les eaux usées par un traitement préliminaire et primaire (prétraitement). On rapporte qu'entre 35 % et 59 % des microplastiques peuvent être éliminés au cours du traitement préliminaire et qu'entre 50 % et 98 % des microplastiques peuvent l'être pendant le traitement primaire. En raison de sa capacité à éliminer efficacement les microplastiques de plus grande taille, le prétraitement a l'effet le plus important sur la répartition des tailles des microplastiques. Les microplastiques dans les eaux usées ont été réduits de 0,2 % à 14 % grâce au traitement secondaire, qui comprend généralement un traitement biologique et une clarification.

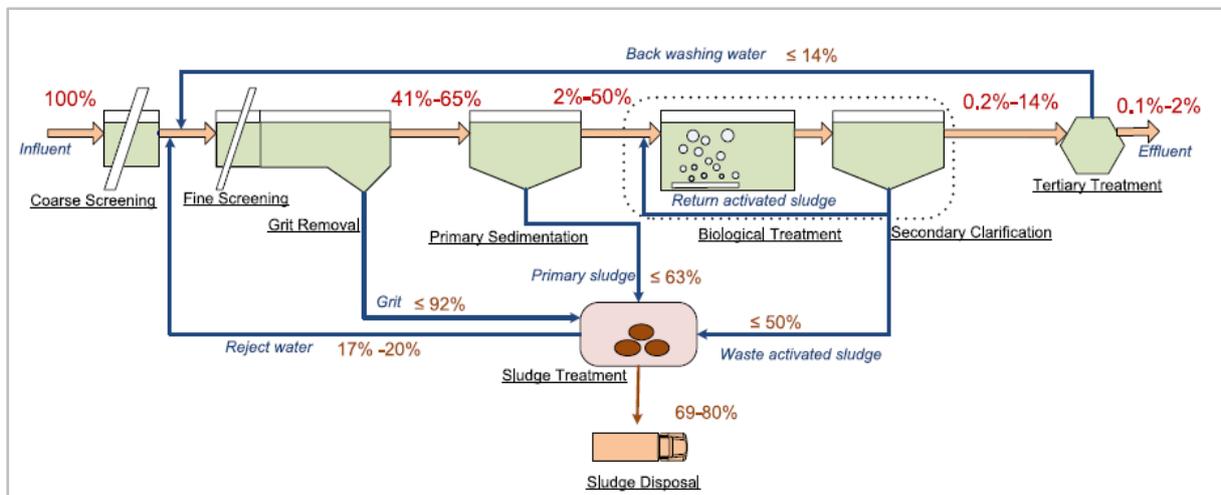


Figure 8 : Estimation du flux de particules de microplastiques dans une STEU avec des processus de traitement primaire, secondaire et tertiaire (Sun et al., 2019).

69. En raison de la présence de floccs de boue ou de polymères extracellulaires bactériens dans le bassin d'aération, les débris plastiques restants sont susceptibles d'être accumulés et finalement déposés dans le bassin de clarification secondaire (Sun et al., 2019). En outre, les produits chimiques utilisés dans le traitement secondaire, tels que le sulfate ferrique ou d'autres agents de floculation, peuvent avoir un effet bénéfique sur l'élimination des microplastiques en faisant en sorte que les particules en suspension s'agrègent pour former un « flocc » (Murphy et al., 2016). D'autre part, le traitement tertiaire peut permettre un polissage supplémentaire potentiellement important des microplastiques. Après le traitement tertiaire, la concentration de microplastiques dans l'effluent peut être abaissée entre 0,2 et 2 % des eaux à traiter. L'efficacité de l'élimination des microplastiques dépend des procédés de traitement appliqués, les technologies liées aux membranes présentant les meilleures performances (Sun et al., 2019).

5.4 Mesures visant à réduire les apports de microplastiques dans les boues d'épuration

70. Il est possible d'aboutir à une réduction efficace des microplastiques dans les boues d'épuration en appliquant l'interdiction de l'usage unique des plastiques et en interdisant les apports de microplastiques dans les produits de soin personnel et cosmétiques. Cette action devrait s'accompagner d'un changement de comportement du grand public et de campagnes visant à entraîner la réduction de l'utilisation de ces produits. Certains modèles de textiles peuvent être créés en tenant compte de la nécessité de réduire la production de microfibrilles pendant le lavage. Des systèmes domestiques peuvent être fabriqués pour éviter que les microplastiques ne soient rejetés dans les égouts ou dans l'environnement.

71. En outre, les amendements au Plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée adopté dans la Décision IG.25/9 par la CdP 22 organisée du 7 au 10 décembre 2021 à Antalya (Turquie), fournissent un cadre juridique complet pour la lutte contre les microplastiques, avec des mesures solides à mettre en œuvre pour réduire les plastiques qui atteignent l'environnement méditerranéen.

6. Système d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées

72. La présente section vise à fournir des directives sur les Systèmes d'aide à la décision (SAD) pour aider les décideurs, les ingénieurs concepteurs et les gestionnaires d'installations à mettre en œuvre la meilleure technologie pour obtenir des solutions durables en matière d'eaux usées, conformément aux cadres juridiques et aux réglementations tant au niveau national que régional.

73. Les stations de traitement des eaux usées (STEU) font l'objet d'études à l'échelle mondiale dans le but d'élaborer des méthodes de gestion plus respectueuses de l'environnement. La conception et l'exploitation des STEU doivent tenir compte d'une variété d'objectifs complexes, tels que la réduction des coûts tout en développant successivement des installations à la fois sûres et opérationnelles et offrant un traitement des eaux usées entièrement fiable (Rodriguez-Roda et al., 2000).

74. À cette fin, les Systèmes d'aide à la décision ont été utilisés comme un outil utile pour résoudre les problèmes complexes et multiscénarios des STEU. Ils fournissent un cadre systématique pour la sélection et la conception des processus de traitement de l'eau et des eaux usées (M. A. Hamouda et al., 2009).

75. Les Systèmes d'aide à la décision permettent non seulement d'intégrer les différents aspects liés à l'exploitation durable des STEU, mais aussi de prendre en compte les facteurs externes de nature économique, environnementale, sanitaire et sociale. À cet égard, les systèmes de gestion basés sur les risques, tels que la Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement (SSP), doivent également être pris en considération. Ces systèmes fournissent une analyse et une prévision systématiques des risques et de leurs impacts sur la santé humaine, qui peuvent être utilisés comme données d'entrée dans les Systèmes d'aide à la décision pour atténuer les impacts négatifs sur la santé publique.

6.1 Rôle des systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées

76. Un SAD solide doit être i) basé sur une technique d'analyse des systèmes, ii) capable de rassembler, de représenter et d'analyser les informations pertinentes pour le problème, iii) adaptable et capable de gérer des données insuffisantes ou l'incertitude, iv) facile à utiliser, v) capable de produire des résultats utiles. La complexité du processus décisionnel, l'urgence avec laquelle une solution est requise, la présence de connaissances pertinentes pendant l'application et la spécificité du problème sont autant de facteurs à prendre en compte pour déterminer la nécessité éventuelle d'un SAD. Les procédures générales d'élaboration d'un SAD comprennent : i) l'analyse et l'interprétation du problème, ii) la représentation des connaissances et du raisonnement, iii) l'optimisation progressive de la conception dans le but de produire et d'évaluer des solutions de rechange et iv) la validation et la confirmation de la logique du SAD pour un meilleur engagement de l'utilisateur et une meilleure facilité d'utilisation (M. Hamouda et al., 2009).

6.2 Principaux types de SAD appliqués aux problèmes des STEU

77. Il existe quatre approches adoptées par les Systèmes d'aide à la décision pour la mise en place des stations de traitement des eaux usées (G. Mannina et al., 2019), comme l'illustre la figure 9. Elles sont les suivantes :

- a. Analyse du cycle de vie (LCA)
- b. Modèle mathématique (MM)
- c. Prise de décision multicritères (MCDM)
- d. Systèmes intelligents d'aide à la décision (SIAD).

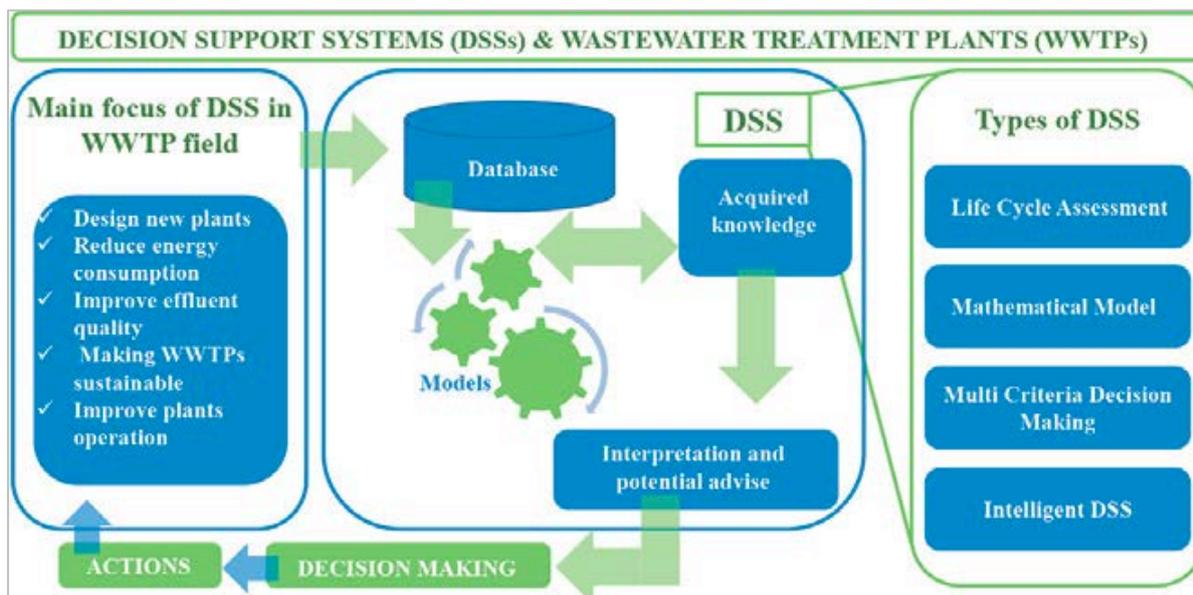


Figure 9 : Principaux axes et systèmes d'aide à la décision pour les STEU (G. Mannina et al., 2019)

6.2.1 Analyse du cycle de vie (ACV)

78. Dans le domaine du traitement des eaux usées, l'ACV est de plus en plus appliquée pour évaluer les compromis environnementaux des technologies actuelles (Fang et al., 2016). En outre, l'impact environnemental des STEU, y compris l'efficacité des processus et des services, peut être évalué selon des approches dites du « berceau à la tombe » grâce à l'ACV (Pasqualino et al., 2009). L'objectif principal des applications de l'ACV aux STEU est d'élaborer et de quantifier des indicateurs permettant d'évaluer les conséquences environnementales des STEU à l'échelle mondiale. La consommation d'énergie, le rejet des eaux usées, l'élimination ou la réutilisation des boues et

l'occupation des sols sont les principaux facteurs qui influent sur le profil environnemental des STEU (Hospido et al., 2004).

79. L'un des défis de l'ACV consiste à définir les limites du système, car elles sont très variables, certaines études portant sur l'ensemble du réseau urbain d'eau et d'autres se concentrant uniquement sur la STEU (Corominas et al., 2013). Bien que les performances de la station puissent être affectées par la composition des eaux à traiter, la taille de la station et le climat local (Lorenzo-Toja et al., 2016), les performances environnementales des STEU sont principalement basées sur le rejet des effluents et l'épandage des boues (Hospido et al., 2004). En outre, le flux de boues et de solides issus du traitement des eaux usées accumule des substances à la fois utiles et dangereuses, comme le phosphore et les métaux lourds, et ces composés doivent être pris en compte dans les ACV (Yoshida et al., 2014). Ainsi, toute évaluation environnementale d'une nouvelle technologie de traitement des eaux usées doit intégrer les limites du cycle de vie qui incluent l'utilisation finale de l'eau et des nutriments (Fang et al., 2016). Au lieu d'être un outil de mesure, l'ACV peut également être utilisée pour aider à prendre des décisions. Le décideur reçoit des données du SAD pour l'aider à préciser ses solutions de rechange (Pryshlakivsky & Searcy, 2021).

6.2.2 *Modèle mathématique (MM)*

80. Les modèles mathématiques sont à la base des premiers SAD documentés. En raison de leur faible coût de mise en œuvre, les SAD basés sur des modèles mathématiques constituent un outil prometteur pour acquérir une compréhension détaillée des caractéristiques des STEU (Mannina et al., 2016). Les modèles mathématiques peuvent varier en fonction de leur niveau de complexité et de détail. La quantification des émissions directes et indirectes de gaz à effet de serre (Kyung et al., 2015), ainsi que les indicateurs économiques et sociaux (Gemar et al., 2018), sont des composantes communes de ces modèles simplifiés. En cas de nécessité d'une représentation plus précise de la réalité, il convient d'utiliser un modèle détaillé. Cependant, les modèles mathématiques mécanistes (tels que le modèle des boues activées – famille ASM) sont rarement utilisés en raison de leur complexité et de la nécessité de disposer de vastes ensembles de données (G. Mannina et al., 2019). En ce qui concerne ce type de SAD, un certain nombre d'avantages peuvent être soulignés. Par exemple, il est possible que les MM puissent être utilisés pour valider les données de laboratoire à un rythme proportionnel et pour offrir des estimations fiables pour les opérations à l'échelle commerciale (Zuthi et al., 2012) en fournissant une variété de solutions éventuelles à prendre en compte lors du processus de prise de décision (Mannina & Cosenza, 2013). En bref, les parties prenantes pourraient économiser du temps et de l'argent en utilisant des SAD basés sur la modélisation mathématique pour tester plusieurs approches d'un problème avant de les mettre en œuvre sur le site (G. Mannina et al., 2019).

6.2.3 *Prise de décision multicritères (MCDM)*

81. Le SAD basé sur la prise de décision multicritères est une combinaison de divers critères ou méthodes conçus dans le but d'optimiser le comportement d'une STEU qui utilise plusieurs technologies et concentre son attention sur plusieurs objectifs d'optimisation (Torregrossa et al., 2017). L'application du SAD basé sur la prise de décision multicritères au contexte de la STEU est suggérée lorsque des solutions multiobjectifs sont nécessaires pour une gestion plus efficace de l'ensemble de l'installation (Jiang et al., 2018). Lorsqu'il s'agit de poursuivre l'optimisation des STEU, la technique de prise de décision multicritères en particulier est l'un des SAD les plus puissants.

82. En outre, les SAD basés sur la prise de décision multicritères sont souvent combinés à d'autres SAD pour fournir une solution plus globale aux problèmes de traitement (de Faria et al., 2015). Par exemple, Mannina et al. (2019) ont optimisé le comportement d'une usine pilote de bioréacteurs à membrane en couplant un modèle mathématique intégré avec la Technique d'ordre de préférence par similitude à la solution idéale (TOPSIS) (G. Mannina et al., 2019). Afin de déterminer la meilleure méthode de traitement et la solution la plus solide en cas d'incertitudes sur les eaux à traiter et de limites d'effluents plus strictes, Castillo et al. (2016) ont combiné une analyse multicritères (AMC) avec un modèle mathématique intégré. Cette démarche a permis de générer une liste restreinte de

traitements possibles classée pour trois scénarios, chacun impliquant une méthode unique de traitement des eaux usées (Castillo et al., 2016).

6.2.4 *Systèmes intelligent d'aide à la décision (SIAD)*

83. Le SIAD est un outil qui intègre plusieurs méthodologies, certaines issues de la discipline de l'Intelligence artificielle (IA) et d'autres des domaines de la statistique et de la théorie du contrôle, afin d'améliorer les décisions complexes prises par les utilisateurs finaux d'une STEU. Par exemple, afin d'éviter l'adoption de modèles physiques, chimiques et biologiques sophistiqués, Nadiri et al. (2018) ont élaboré un SIAD qui utilisait des modèles de comité supervisé de logique floue (CSLF) comme solutions de rechange pour la modélisation des STEU. Le modèle de logique floue prédit les paramètres de qualité de l'eau en fonction des mesures dérivées des données de qualité des eaux à traiter, notamment le pH, la température, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO) et le total des solides en suspension (TSS). Le modèle de CSLF combine les prévisions de la qualité de l'eau des modèles individuels de logique floue en utilisant un réseau de neurones artificiels (ANN) (Nadiri et al., 2018).

6.3 Avantages et limites des approches de SAD

84. Les Systèmes d'aide à la décision pour la mise en place de stations de traitement des eaux usées offrent plusieurs avantages par rapport aux stratégies traditionnelles. La figure 10 présente une comparaison schématique entre les deux approches : solutions conventionnelles et solutions SAD. En principe, les solutions conventionnelles présentent plusieurs limites, notamment (Giorgio Mannina et al., 2019) :

- des difficultés à gérer la grande complexité des STEU en raison de l'interaction de différents composants et éléments (biologiques, chimiques, physiques, mécaniques, etc.) ;
- le contrôle, l'automatisation et l'instrumentation inadéquats dans les STEU pour tenir compte de leur nature dynamique ;
- l'absence d'une analyse approfondie de toutes les alternatives possibles ;
- l'absence de capacité de prédiction pour l'évaluation des décisions relatives aux alternatives probables ; et
- l'incapacité d'entreprendre une application extensive des modèles basés sur les données.

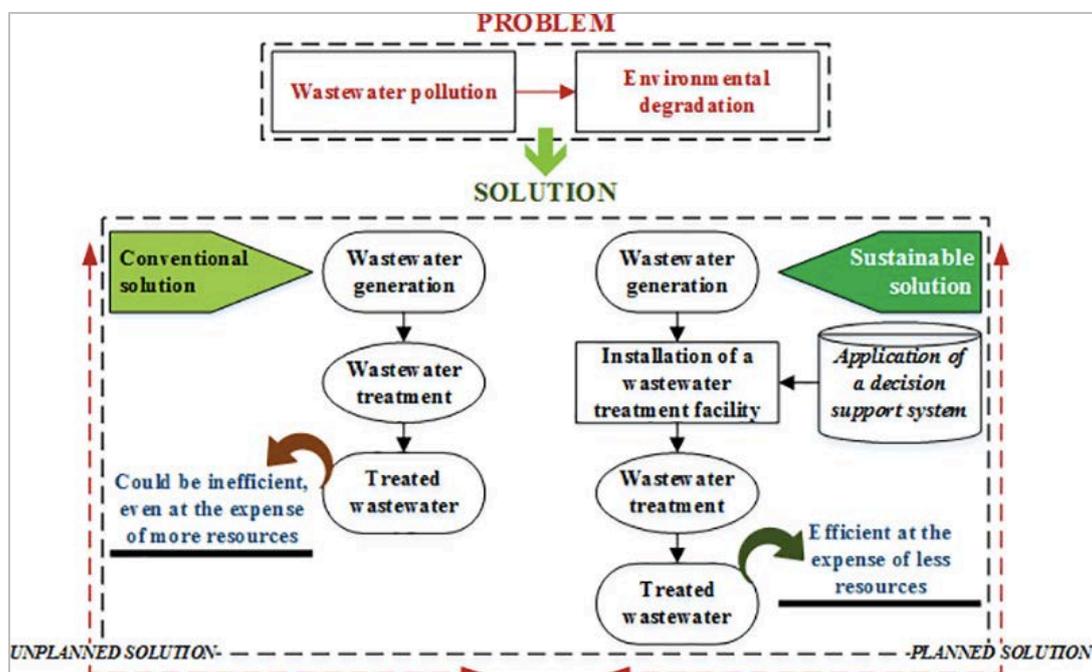


Figure 10 : Système d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées – solutions conventionnelles et solutions SAD (Giorgio Mannina et al., 2019)

85. Les quatre approches adoptées par les Systèmes d'aide à la décision pour la mise en place des stations de traitement des eaux usées, à savoir l'analyse du cycle de vie (ACV), le modèle mathématique (MM), la prise de décision multicritères (MCDM) et le SAD intelligent (SIAD), ont toutes leurs propres avantages et limites qui doivent être pris en compte avant la sélection pour la prise de décision. Ces aspects se manifestent par la capacité de ces approches individuelles à appuyer la prise de décisions en matière de qualité, d'exploitation, de conception, d'énergie et de durabilité. Les avantages et limites spécifiques de chacune des quatre approches sont illustrés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Avantages spécifiques aux différentes approches des systèmes d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées (Giorgio Mannina et al., 2019).

Aspects à prendre en considération lors de la sélection de l'approche de SAD	ACV	MM	MCDM	SIAD
Élaboration systématique d'alternatives	x	x	x	x
Capacités de prévision de l'analyse des alternatives	x	x	x	x
Évaluation de l'impact sur l'environnement	x			
Comparaison de l'aménagement des installations	x			
Réduction des coûts et/ou des émissions		x		
Efficacité économique			x	
Vérification des conclusions à l'échelle du laboratoire			x	
Application de méthodologies fondées sur les données				x
Application de méthodologies fondées sur les modèles				x
Intégration de modèles d'IA, statistiques ou de contrôle				x

86. Comme on peut le déduire, le SAD peut être utilisé comme un outil fiable pour sélectionner les technologies de traitement appropriées dans les stations de traitement des eaux usées. Il peut également être utilisé en conjonction avec les considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des engrais à partir des processus de traitement des eaux usées, comme le montre le tableau 3. Les quatre approches de SAD permettent l'élaboration systématique d'alternatives et soutiennent les capacités de prévision de l'analyse des alternatives. Cependant, seule l'approche de l'analyse du cycle de vie permet de prendre en compte les conclusions de l'évaluation de l'impact sur l'environnement et de comparer les aménagements des installations. Par ailleurs, les systèmes intelligents d'aide à la décision permettent l'application de méthodologies fondées sur des données et des modèles ainsi que des méthodes d'intelligence artificielle et de contrôle statistique.

Références

- Ali, I., Ding, T. D., Peng, C. S., Naz, I., Sun, H. B., Li, J. Y., & Liu, J. F. (2021). Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies - A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 423. [https://doi.org/ARTN 13020510.1016/j.cej.2021.130205](https://doi.org/ARTN%2013020510.1016/j.cej.2021.130205)
- Bertanza, G., Canato, M., & Laera, G. (2018). Towards energy self-sufficiency and integral material recovery in wastewater treatment plants: Assessment of upgrading options. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1206-1218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.228>
- Castillo, A., Porro, J., Garrido-Baserba, M., Rosso, D., Renzi, D., Fatone, F., Gomez, V., Comas, J., & Poch, M. (2016). Validation of a decision support tool for wastewater treatment selection. *Journal of Environmental Management*, 184, 409-418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.087>
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47(15), 5480-5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>
- Dagilienė, L., Varaniūtė, V., & Bruneckienė, J. (2021). Local governments' perspective on implementing the circular economy: A framework for future solutions. *Journal of Cleaner Production*, 310, 127340.
- Dai, W., Xu, X., Liu, B., & Yang, F. (2015). Toward energy-neutral wastewater treatment: a membrane combined process of anaerobic digestion and nitrification–anammox for biogas recovery and nitrogen removal. *Chemical Engineering Journal*, 279, 725-734.
- de Faria, A. B. B., Sperandio, M., Ahmadi, A., & Tiruta-Bama, L. (2015). Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). *Water Research*, 84, 99-111. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.048>
- EU. (2018). New EU environmental standards for waste treatment. Retrieved 01.11.2022 from https://joint-research-centre.ec.europa.eu/jrc-news/new-eu-environmental-standards-waste-treatment-2018-08-17_en
- Fang, L. L., Valverde-Perez, B., Damgaard, A., Plosz, B. G., & Rygaard, M. (2016). Life cycle assessment as development and decision support tool for wastewater resource recovery technology. *Water Research*, 88, 538-549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.016>
- FAO. (2020). Irrigation Management—Factsheet; FAO: Rome, Italy. Retrieved 01.11.2022 from Fernández-Arévalo, T., Lizarralde, I., Fdz-Polanco, F., Pérez-Elvira, S. I., Garrido, J. M., Puig, S., Poch, M., Grau, P., & Ayesa, E. (2017). Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations. *Water Research*, 118, 272-288. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.001>
- Fetanat, A., Tayebi, M., & Mofid, H. (2021). Water-energy-food security nexus-based selection of energy recovery from wastewater treatment technologies: An extended decision making framework under intuitionistic fuzzy environment. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 43, 100937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100937>
- Fuhrmann, S., Winkler, M. S., Stalder, M., Niwagaba, C. B., Babu, M., Kabatereine, N. B., Halage, A. A., Utzinger, J., Cissé, G., & Nauta, M. (2016). Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a wastewater system in Kampala, Uganda. *Microbial Risk Analysis*, 4, 16-28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mran.2016.11.003>
- Futran V. (2013). Tackling water scarcity: Israel's wastewater recycling as a model for the world's arid lands. *Global Water Forum. Discussion Paper 1311*. March 2013.
- Gemar, G., Gomez, T., Molinos-Senante, M., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2018). Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: The role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions. *Environmental Impact Assessment Review*, 69, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.11.007>
- Hamouda, M. A., Anderson, W. B., & Huck, P. M. (2009). Decision support systems in water and wastewater treatment process selection and design: a review. *Water Science and Technology*, 60(7), 1757-1770. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.538>

- He, Y., Zhu, Y., Chen, J., Huang, M., Wang, P., Wang, G., Zou, W., & Zhou, G. (2019). Assessment of energy consumption of municipal wastewater treatment plants in China. *Journal of Cleaner Production*, 228, 399-404. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.320>
- Hospido, A., Moreira, M. T., Fernandez-Couto, M., & Feijoo, G. (2004). Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(4), 261-271. <https://doi.org/10.1007/Bf02978602>
- Jiang, Y., Dinar, A., & Hellegers, P. (2018). Economics of social trade-off: Balancing wastewater treatment cost and ecosystem damage. *Journal of Environmental Management*, 211, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.047>
- Kehrein, P., Van Loosdrecht, M., Osseweijer, P., Garfí, M., Dewulf, J., & Posada, J. (2020). A critical review of resource recovery from municipal wastewater treatment plants—market supply potentials, technologies and bottlenecks. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(4), 877-910.
- Kyung, D., Kim, M., Chang, J., & Lee, W. (2015). Estimation of greenhouse gas emissions from a hybrid wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 95, 117-123. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.032>
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsin, C., Amores, M. J., Aldea, X., Marin, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2016). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 553, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.073>
- Ma, H., Guo, Y., Qin, Y., & Li, Y.-Y. (2018). Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 269, 520-531.
- Mannina, G., Capodici, M., Cosenza, A., & Di Trapani, D. (2016). Carbon and nutrient biological removal in a University of Cape Town membrane bioreactor: Analysis of a pilot plant operated under two different C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*, 296, 289-299. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.114>
- Mannina, G., & Cosenza, A. (2013). The fouling phenomenon in membrane bioreactors: Assessment of different strategies for energy saving. *Journal of Membrane Science*, 444, 332-344. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.05.047>
- Mannina, G., Reboucas, T. F., Cosenza, A., Sanchez-Marre, M., & Gibert, K. (2019). Decision support systems (DSS) for wastewater treatment plants - A review of the state of the art. *Bioresource Technology*, 290. <https://doi.org/ARTN 12181410.1016/j.biortech.2019.121814>
- McCarty, P. L., Bae, J., & Kim, J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer—can this be achieved? In: ACS Publications.
- Miquel Salgot and Montserrat Folch, Wastewater treatment and water reuse, *Current Opinion in Environmental Science & Health* 2018, 2:64–74.
- Mujeriego, R., Compte, J., Cazorra, T., & Gullón, M. (2008). The water reclamation and reuse project of El Prat de Llobregat, Barcelona, Spain. *Water Science and Technology*, 57(4), 567-574. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.177>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Nadiri, A. A., Shokri, S., Tsai, F. T. C., & Moghaddam, A. A. (2018). Prediction of effluent quality parameters of a wastewater treatment plant using a supervised committee fuzzy logic model. *Journal of Cleaner Production*, 180, 539-549. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.139>
- Ozcan, O., Sahinkaya, E., & Uzal, N. (2022). Pre-concentration of Municipal Wastewater Using Flocculation-Assisted Direct Ceramic Microfiltration Process: Optimization of Operational Conditions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(10), 1-19.
- Panchal, R., Singh, A., & Diwan, H. (2021). Does circular economy performance lead to sustainable development? – A systematic literature review. *Journal of Environmental Management*, 293, 112811. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112811>
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M., & Castells, F. (2009). LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3300-3307. <https://doi.org/10.1021/es802056r>

- Pfluger, A., Coontz, J., Zhiterneva, V., Gulliver, T., Cherry, L., Cavanaugh, L. and L. Figueroa (2018). Anaerobic digestion and biogas beneficial use at municipal wastewater treatment facilities in Colorado: A case study examining barriers to widespread implementation. *Journal of Cleaner Production*, Volu, 206, pp. 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.161>
- Pinasseau, A., Zerger, B., Roth, J., Canova, M., & Roudier, S. (2010). Best available techniques (BAT) reference document for waste treatment. European Commission Industrial Emissions Directive: Seville, Spain.
- Pryshlakivsky, J., & Searcy, C. (2021). Life Cycle Assessment as a decision-making tool: Practitioner and managerial considerations. *Journal of Cleaner Production*, 309. <https://doi.org/ARTN12734410.1016/j.jclepro.2021.127344>
- Renfrew, D., Vasilaki, V., McLeod, A., Lake, A., Danishvar, S., & Katsou, E. (2022). Where is the greatest potential for resource recovery in wastewater treatment plants? *Water Research*, 220. <https://doi.org/ARTN11867310.1016/j.watres.2022.118673>
- Rodriguez-Roda, I., Poch, M., & Banares-Alcantara, R. (2000). Conceptual design of wastewater treatment plants using a design support system. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 75(1), 73-81. <Go to ISI>://WOS:000084997800010
- Seib, M., Berg, K., & Zitomer, D. (2016). Low energy anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 514, 450-457.
- Sills, D. L., Wade, V. L., & DiStefano, T. D. (2016). Comparative life cycle and technoeconomic assessment for energy recovery from dilute wastewater. *Environmental Engineering Science*, 33(11), 861-872.
- Sol, D., Laca, A., Laca, A., & Diaz, M. (2020). Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. *Science of the Total Environment*, 740. <https://doi.org/ARTN14001610.1016/j.scitotenv.2020.140016>
- Sun, J., Dai, X. H., Wang, Q. L., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., & Hu, H.-Y. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1-9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.068>
- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. *Marine Anthropogenic Litter*, 185-200. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7
- Torregrossa, D., Hernandez-Sancho, F., Hansen, J., Cornelissen, A., Popov, T., & Schutz, G. (2017). Energy saving in wastewater treatment plants: A plant-generic cooperative decision support system. *Journal of Cleaner Production*, 167, 601-609. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.181>
- UNEP. (2017). Water and wastewater reuse: an environmentally sound approach for sustainable urban water management. <https://www.unep.org/resources/report/water-and-wastewater-reuse-environmentally-sound-approach-sustainable-urban-water>
- Yan, T., Ye, Y., Ma, H., Zhang, Y., Guo, W., Du, B., Wei, Q., Wei, D., & Ngo, H. H. (2018). A critical review on membrane hybrid system for nutrient recovery from wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 348, 143-156.
- Yoshida, H., Clavreul, J., Scheutz, C., & Christensen, T. H. (2014). Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 56, 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.014>
- Zarei, M. (2020). The water-energy-food nexus: A holistic approach for resource security in Iran, Iraq, and Turkey. *Water-Energy Nexus*, 3, 81-94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.05.004>
- Zhang, Y., & Shen, Y. (2019). Wastewater irrigation: past, present, and future. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(3), e1234.

- Zuthi, M. F. R., Ngo, H. H., & Guo, W. S. (2012). Modelling bioprocesses and membrane fouling in membrane bioreactor (MBR): A review towards finding an integrated model framework. *Bioresource Technology*, 122, 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.090>
- W. Mo and Q. Zhang, Energy–nutrients–water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants, *J. Environ. Manage.*, 2013, 127, 255–267.

Annex I
Membrane treatment technologies

Introduction

1. Membrane technologies are considered the main and key technology for advanced wastewater reclamation and reuse strategies which allows reliable advanced treatment. Existing membranes can be classified as organic, inorganic, and inorganic-organic hybrid membranes based on the composition of the membrane materials. Examples of these organic, inorganic, and inorganic-organic hybrid membranes materials is presented in Figure A.1.

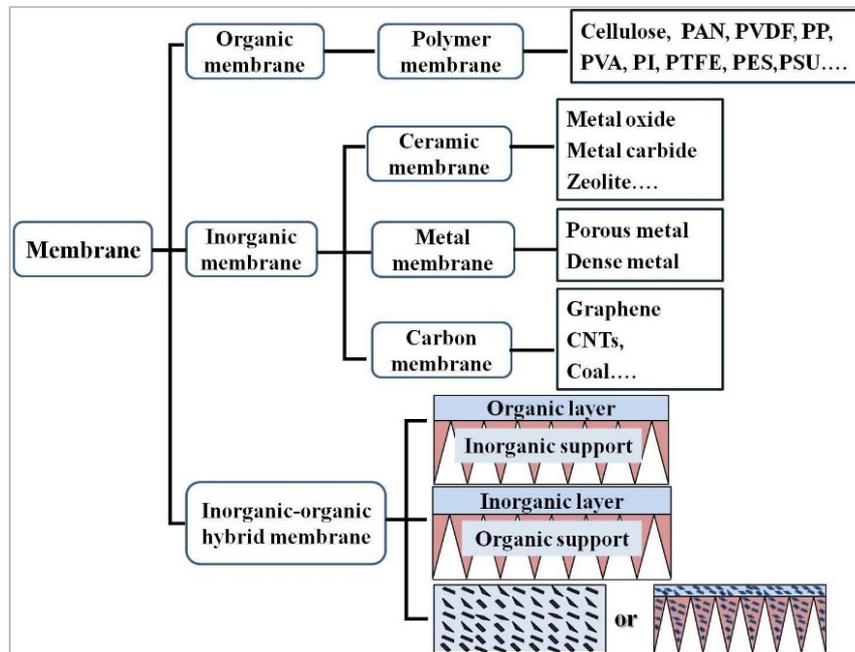


Figure A.1: Classification of membranes based on composition of membrane materials

2. Additionally, membranes could be also classified as isotropic and anisotropic membranes. Moreover, depending on the geometry of the membrane, it is possible to categorize the membranes as either flat sheet, tubular, capillary, or hollow fiber membranes. Each of these types of membranes is designed to be used for a specific engineering application.

3. Membrane technologies can be classified depending on their driving forces, which include osmotic pressure gradients, electrical potential, temperature, and hydraulic pressure. Wastewater is typically reclaimed and reused by the use of pressure-driven membrane separation technologies such as microfiltration (MF), ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF), and reverse osmosis (RO) as explained below. Characteristics of pressure driven membrane processes are presented in Table A.1.

Table A.1: Characteristics of pressure driven membrane processes (Adapted from Singh & Hankins, 2016)

Membrane process	MWCO (kPa)	Rejected size (μm)	Pressure requirement (bar)	Average permeability ($\text{L}/\text{m}^2 \text{ h bar}$)	Rejected components
MF	100-500	10^{-1} -10	0.5-3	500	Bacteria, fat, oil, grease, colloids, organics, microparticles
UF	20-150	10^{-3} -1	2-5	150	Proteins, pigments, oils, sugar, organics, microplastics
NF	2-20	10^{-3} - 10^{-2}	5-15	10-20	Pigments, sulfates, divalent cations, divalent anions, lactose, sucrose, sodium chloride
RO	0.2-2	10^{-4} - 10^{-3}	15-75	5-10	All contaminants including monovalent ions

Microfiltration

4. MF membranes are of average pore radius 0.1-10 μm where transport in the process is driven by convective forces, and the target pollutants are separated by a sieving mechanism. Due to the large size of the pores, this membrane is used for rough separation of fine components with sizes between 0.025 and 10.0 μm . Therefore, in membrane-based separation and purification plants, MF is generally used as preliminary treatment stage. Although MF is frequently employed to decrease the load on UF, NF, or RO, the potential of fouling on this membrane is also quite significant. When an MF membrane module for wastewater treatment is implemented, residual macromolecules produce fouling through partial and total pore blockage (Pal, 2020).

5. The effect of membrane material on fouling is significant. Ceramic membranes are more susceptible to fouling than polymeric membranes. Again, the degree of fouling varies based on the polymer type among polymeric membranes. PES membranes are subject to more fouling than polyamide membranes. Ceramic MF membranes are superior to their polymeric equivalents when it comes to ease of cleaning, mechanical strength, disinfection, and service life. However, it is easier to fabricate polymeric membranes of various diameters for different modules than ceramic membranes. In cleaning and disinfection, ceramic membranes have a significant advantage over polymeric membranes because they are resistant to morphological change during chemical cleaning and thermal sterilization (Pal, 2020).

Ultrafiltration

6. Compared to MF, UF is utilized extensively in water treatment. Almost all kinds of water contaminants can be removed from water using UF, although to various degrees, if the pollutants' diameters fall within the range of 10-50 nm. This asymmetric membrane is characterized by a value known as the MWCO, which stands for the minimum molecular weight (in Dalton) of the molecules that are maintained by the membrane at a rate of 90%.

7. Concentration polarization is a significant challenge that arises when using UF membrane. In UF, the concentration polarization effect on flux demands the application of increasing pressure in order to maintain a constant flux. Manufacturers suggest acid-base cleaning cycles and back washing to help with membrane fouling. Even while ceramic UF membranes are simpler to clean and disinfect, polymeric UF membranes have fewer problems with fouling.

Nanofiltration

8. NF membranes are a fairly new technology that fills a gap between two well-known separation processes: reverse osmosis and ultrafiltration. One of the most interesting things about NF membranes is that they are capable of letting monovalent ions, like sodium chloride, pass through while preventing divalent and multivalent ions, like sodium sulfate. In order to reduce costs and enhance the environmental impact of wastewaters, NF could play a significant role in separating valuable compounds or removing a dangerous and undesired pollutant from liquid streams (Zhao et al., 2005). NF can be applied to the removal of dissolved minerals including hardness components, sulfates, nitrates, As, Ni, Cr, F, Fe, Mn, micro-inorganic and organic pollutants, pesticides, emerging contaminants, and disinfection by-products.

Reverse Osmosis

9. RO is well-known among pressure-driven membrane processes for its up to 99.5% separating small particles including microorganisms and monovalent ions such as sodium ions and chloride ions. RO has long been at the forefront of water reclamation through the treatment of wastewater. Pollution of reused wastewater RO membrane is more challenging than RO membrane used for seawater desalination because of the dissolved organic matter in secondary effluent, which is made when biological wastewater is performed (Tang et al., 2014).

10. Tang et al. searched at the organic and inorganic forms of the deposits at different RO elements in full-scale municipal wastewater reclamation plants. On the surface of the RO membrane,

the most commonly found elements were Fe, Ca, and Mg. Ca and Mg scaling could be prevented if the right antiscalants were injected. The reduction of certain specific fractions in the pre-treatment of the RO process may be beneficial in reducing membrane fouling (Tang et al., 2016).

Forward osmosis

11. Forward osmosis (FO) is a membrane separation technique that is neither pressure nor temperature driven. Under osmotic pressure, FO-based technology mimics the natural osmotic transport. When water contaminants cannot be easily removed from water due to their complicated nature, it is preferable to separate the water from the contaminants. Consideration has been given to the utilization of FO to reduce wastewater discharge for wastewater reuse and zero liquid discharge technologies. Furthermore, the utilization of FO to wastewater reclamation faces several key issues, including internal concentration polarization, reverse salt flux, concentration polarization, and membrane fouling (Jung et al., 2020).

Integrated Membrane Processes

12. Various combinations of these pressure-driven membrane technologies have been implemented in various wastewater treatment applications. This is applied to minimize fouling of the RO membrane and improve continuous flux maintenance. In addition, this functions as a multi-barrier treatment for removing pollutants from wastewater. In the majority of applications, MF, UF, and NF perform as RO pre-treatment phases. Rodriguez-Mozaz et al. studied on the performance of a pilot wastewater treatment system based on a MF–RO system that processed effluents of an urban wastewater treatment plant on-site (Rodriguez-Mozaz et al., 2015). The primary purpose of this work was to evaluate the viability of the MF–RO system for the removal efficiency of these contaminants, as well as to evaluate the suitability of the resulting water for numerous reuse applications.

Annex II
Effect of Wastewater Treatment Technologies on Removal of Emerging Contaminants

Effect of primary treatment technologies on ECs removal

13. Because the efficiency of treating ECs using alternative physical processes, such as sedimentation and flocculation, has been reported to be less than 10%, the physicochemical process known as sorption has emerged as the major treatment technology of choice. The term "sorption" refers to the mechanisms of both the absorption of ECs onto the lipid fraction of the primary sludge through hydrophobic interactions and the adsorption of ECs onto the surface of sludge particles mostly via electrostatic interactions. Both of these mechanisms are included in the category of "sorption." Because sorption is a technology that changes phases, the ECs transfer from the liquid phase (wastewater) to the solid phase (sludge). As a result, it can only give a temporary reduction in risk, which is why it is crucial to remember that sorption is a phase changing technology. Because the ECs removal mechanisms are not entirely understood, these approaches need additional research. It is not known whether sorption comes before degradation or the other way around. On the one hand, sorption to biosolids may be a first stage in the biodegradation process; on the other hand, ECs may subsequently desorb upon achieving adsorption equilibrium and return to the liquid phase once biodegradation has begun.

14. The physicochemical properties of ECs, the features of the sorption medium, and the operating ambient conditions all play a role in how well ECs are absorbed by the sorption medium. The persistent ECs in sludge can leach out even more during sludge treatment and/or disposal, which is a big problem that requires a careful plan for sludge disposal. So, systems based on sorption can be combined with other treatment methods to get better results.

Effect of secondary treatment technologies on ECs removal

15. Biodegradation/biotransformation and sorption are the main mechanisms that ECs are removed by secondary treatment technologies. Other mechanisms, such as photodegradation and volatilization, don't have much of an effect on how well ECs are removed. Photodegradation-based EC removal isn't very important during secondary treatment because the amount of light is small compared to the amount of wastewater being treated, and highly concentrated particles in the wastewater block the sun. In the same way, the removal of ECs through volatilization during secondary treatment is not very important. Most places around the world use secondary biological treatment methods to get rid of ECs. Most conventional WWTPs use activated sludge processes (ASP), which are a type of secondary biological process. Other high-rate secondary biological processes include constructed wetlands, membrane bioreactors (MBRs), trickling filters, biological aerated filters (BAF), rotating biological contactors, moving bed biological reactors (MBBRs), fungal bioreactors, microalgal bioreactors, oxidation ditches, etc. In the sections, we'll talk briefly about the most common processes, like ASP and MBRs, which remove EC more effectively than other technologies.

Removal of ECs in Activated Sludge Process

16. The ability of the activated biomass that is already present in the sludge to biodegrade and bio-transform the ECs is essential to the functioning of the activated sludge process. The qualities of the ECs themselves (such as their structural complexity, bioavailability, and functional groups), the properties of the sludge (such as its age and biomass activity), and the operating circumstances all have a role in the biodegradation of ECs (redox potential, SRT, HRT). For instance, linear short chain unsaturated aliphatic compounds with electron-donating functional groups are more easily biodegradable than their counterparts, branched chain saturated polycyclic compounds with electron-withdrawing functional groups. This is because electrons are donated rather than withdrawn during the degradation process. In spite of the remarkable effectiveness with which ECs are removed by ASP, there are situations in which the toxicity of ECs toward microbes presents considerable obstacles, in particular when antibiotics are being administered. Since there is a knowledge gap in connection to the presence of ECs in the sludge due to the complex matrix and the lack of sensitive analytical techniques to monitor ECs in sludge samples, the management of the secondary sludge that is produced during

ASP (activated sludge process) is also another important issue to deal with. It is necessary to investigate the identification, measurement, and routine monitoring of reaction intermediates and transformation products of parent compounds. This is because transformation products can occasionally appear to be more harmful than the parent compounds and can revert back to them. In addition, the problems caused by the washout of biomass fraction in effluent, which leads to a low active biomass concentration and a relatively short SRT, need to be addressed in order to further improve the performance efficiency of the system. Therefore, the application of ASP in conjunction with various other treatment technologies may result in an improvement in the ECs removal efficiency.

Removal of ECs in membrane bioreactors

17. In recent years, membrane bioreactors have become increasingly popular for removing ECs from wastewater by combining the principles of biological degradation with membrane separation. The MBRs, which have evolved as an alternative treatment method to address the shortcomings of ASP, are highly effective at removing a wide variety of ECs that are notably challenging to remove using ASP or other secondary treatment technologies. Differential characteristics of MBRs, such as a longer SRT (15-80 days compared to 7-20 days in ASP), a higher biomass concentration mediated by membrane detainment, and a more significant separation between SRT and HRT with membrane retention of biomass/sludge, contribute to the system's superior EC removal efficiency. Physico-chemical parameters of ECs (size, concentration, functional group, charge, polarity), operating conditions, and membrane characteristics (surface roughness, surface charge, hydrophobicity, and membrane material) all play a role in the removal of ECs in MBRs (SRT, pH, temperature, and redox condition). Size exclusion, adsorption onto the membrane surface via electrostatic contact, sorption onto the biofilm layer/fouling layer generated on the membrane surface, followed by biodegradation, and hydrophobic interaction with the membrane are the primary methods by which ECs are removed in MBRs. However, biodegradation is the dominating method for removing polar ECs, while size exclusion, adsorption onto the membrane surface, or onto the biofilm layer (primarily ECs with a size smaller than membrane pore) are the primary mechanisms for removing nonpolar ECs. Additionally, UF MBRs are more effective at removing polar and hydrophilic ECs like estrone and ketoprofen than they are at removing non-polar hydrophilic ECs like phthalate.

18. There is a key drawback to MBR application in that it simply supports a separation process in which the ECs are just phase-changed but not actually removed from the environment. Permeate, a more dilute phase produced by the treatment process, and rejected effluent, a more concentrated phase produced by the ECs, are the two phases that result from the process. The concentrated phase must be processed further before being discarded. Alternative, sustainable methods of treating membrane concentrates are currently the subject of research. Sequential coupling of ASP with membrane filtration, which produced very high ECs removal efficiency, is one example. In this setup, the microorganisms in the activated sludge removed the ECs that were rejected by the membrane. Integration of membrane technology with bioelectrochemical systems (BES), also known as electrochemical membrane bioreactors, is another method (EMBR). By utilizing a three-pronged approach to treating wastewater (membrane filtration, biodegradation, and bioelectrogenesis; electricity generation by the microorganisms), EMBRs are said to be more efficient at removing ECs than MBRs and ASPs while using less energy. Most of these cutting-edge technologies, however, are still in the research and development (R&D) phase, at the pilot plant level. In addition, for future extensive usage at full scale, some constraints of MBRs such as membrane fouling, high energy demand, and expensive membrane materials need to be addressed.

Effect of tertiary treatment technologies on ECs removal

19. In order to create high-quality discharge water for reuse, most WWTPs employ the tertiary or advanced treatment technologies as polishing techniques. The primary methods for EC removal during tertiary treatment include oxidation (which can further mineralize ECs and their byproducts to CO₂, H₂O, and simple inorganic ions) and activated carbon (AC)-based sorption of a broad variety of ECs

from secondary wastewater (de Oliveira et al., 2020). ECs can be oxidized using a variety of oxidation processes, including ozonation, ultraviolet (UV) treatment, chlorination, photocatalysis, etc. (Yang et al., 2017) Adsorption onto activated carbon, ozonation, and hybrids of these two processes are some of the most advanced methods for removing organic micropollutants (OMPs) from wastewater effluents (Guillossou et al., 2020).

Use of Ozonation for EC removal

20. Chemical oxidation of ECs using ozone (O₃) gas is known as ozonation which is one of the most promising methods to significantly cut down on the ECs present in wastewater treatment plants (Hollender et al., 2009). It is possible for ozone to react with ECs in one of two ways: either directly, as a primary oxidant, or indirectly, via hydroxyl radicals (HO•) generated as a by-product of ozone's reactivity with a subset of effluent organic matter (EfOM) such phenols and amines. Oxidation by-product formation is a major problem associated with ozonation. The mechanisms of ozonation, which inhibit the breakdown of ECs, are sensitive to pH, temperature, and ozone doses. Insufficient ozone dosages will result in the development of transformation products or oxidation by-products rather than full mineralization. In addition, it is necessary to consider drawbacks such as high energy consumption, the cost of the approach due to the short lifetime of ozone, and interference by HO• scavengers in wastewater (P. R. Rout et al., 2021).

Use of Activated Carbon Adsorption for EC Removal

21. Adsorption has also been widely explored for the removal of ECs due to its phase change mechanism, in which contaminants (adsorbates) transfer from the aqueous phase to the solid phase (adsorbent) (Rodriguez-Narvaez et al., 2017). Because of its high porosity, wide specific surface area, and, the high degree of surface contacts, active compounds (ACs) is the most commonly used adsorbent for a broad range ECs adsorption. Powder activated carbon (PAC) and granular activated carbon (GAC) are subcategories of AC based on particle size, whereas macroporous (50 nm), mesoporous (2-50 nm), and microporous (>2 nm) are subcategories based on pore size. Effective removal of ECs from wastewater may be achieved using both PAC and GAC, although mesoporous AC was determined to be the most appropriate due to lower interference from the organic components for the adsorption active sites. The adsorption efficiency is influenced by the characteristics of ECs (molecular size, polarity, functional group, KOW, K_d, pK_a), AC (particle size, surface area, pore diameter, mineral content), and environmental conditions (pH, temperature, wastewater type). Compared to ozonation, the AC-mediated adsorption of ECs has the benefits of no by-product generation and reduced WWTP energy usage. However, there is a significant requirement for primary energy in the creation of AC. Therefore, the long-term viability of AC manufacturing is a major concern. For AC manufacturing, small-scale kilns are typically used, and these have a high energy input requirement because of their low efficiency. If AC is to be produced on a large scale, it is crucial to determine the most cost-effective and environmentally friendly methods of doing so, as well as to calculate the carbon footprint of the production process. Additionally, the primary difficulty in this process is providing proper treatment and disposal for the used adsorbents that have become saturated with ECs. In order to increase the efficiency with which ECs are removed, it has been suggested that AC adsorption be used in combination with other treatments such as ultrafiltration and coagulation (P. R. Rout et al., 2021).