



RÉCUPÉRATION DE L'AZOTE DANS LES EAUX USÉES

ÉTAT DES LIEUX



Zurich, août 2025

Une étude réalisée sur mandat de l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA), Europastrasse 3, 8152 Glattbrugg



Auteur.e.s :

Cristina Fritzsche (Holinger AG)

Marlène Fretz (Holinger AG)

Selina Jörg (Holinger AG)

Manuel Bussmann (Holinger AG)

Revue :

Pascal Wunderlin (Direction VSA)

Damian Domínguez (OFEV)

Adriano Joss (EAWAG)

Reto Manser (VSA)

Contribution d'expertise:

Christoph Egli (AV Altenrhein)

Stefan Binggeli (InfraConcept)

Christoph Bonvin (Membrattec SA)

Markus Grömping (FH Aachen)

Martin Häberli

Lutz Merbold et Frank Liebisch (Agroscope)

Marc Böhler (EAWAG)

Michael Kasper (ARA Kloten/Opfikon)

Frédéric Gindroz (ALPHA WasserTechnik AG)

Marcel Pürro, Julien Ming (STEP Yverdon-les-Bains)

Josef Langhansl et Martin Bergner (Klärwerk Straubing; Allemagne)

Sources des images de la page de couverture :

https://www.membrattec.ch/data/images/accroches/Actualites/202109_News_ProductionEngraisParStrippingMembranaire.jpg

Stripping de l'air avec stripping du CO₂ en amont, station d'épuration de Kloten/Opfikon, photo M. Böhler, Eawag 2011.

<https://www.schweizerbauer.ch/pflanzen/ackerbau/250-fr-pro-hektare-sparen/>

TABLE DES MATIÈRES

RÉCUPÉRATION DE L'AZOTE DANS LES EAUX USÉES	2
ÉTAT DES LIEUX	2
1 SITUATION INITIALE	2
2 ENGRAIS AZOTÉ	4
2.1 ORIGINE ET TYPE D'ENGRAIS AZOTÉ	4
2.2 DÉVELOPPEMENT DU MARCHÉ	5
2.3 ENGRAIS AZOTÉ PROVENANT DE STEP	5
2.3.1 Potentiel des quantités d'engrais disponibles	5
2.3.2 Exigences envers l'engrais azoté	5
2.3.3 Engrais produit dans les STEP et son utilisation	6
2.3.4 Conditions pour la vente d'engrais de STEP	7
2.3.5 Avantages et inconvénients des engrais de STEP	8
2.3.6 Filières de vente alternatives	8
3 RÉCUPÉRATION DE L'AZOTE DES STEP : APERÇU DES PROCÉDÉS	9
3.1 STRIPPING À L'AIR	9
3.2 STRIPPING MEMBRANAIRE	9
3.3 AUTRES MÉTHODES POUR RÉCUPÉRER L'AZOTE	9
3.3.1 Extraire l'ammoniac à l'aide de membranes sous vide	10
3.3.2 Séchage des boues et récupération de N dans l'air évacué	10
3.3.3 Récupération de N dans le traitement des urines	10
3.3.4 Précipitation de struvite à partir d'eaux putrides ou de boues digérées	10
4 FOCUS SUR LE STRIPPING À L'AIR ET PAR MEMBRANE	12
4.1 PREMIÈRE EXPÉRIENCE (D'EXPLOITATION)	12
4.1.1 Opportunités	12
4.1.2 Défis	13
4.2 POTENTIEL DE DÉVELOPPEMENT ET D'OPTIMISATION	14
4.2.1 Stripping à l'air	14
4.2.2 Stripping membranaire	14
4.2.3 Prétraitement des eaux putrides	15
4.2.4 Concentration en N la plus élevée possible dans les eaux putrides	16
4.2.5 Évolution des coûts	16
4.3 SYNERGIES AVEC D'AUTRES DOMAINES	16
4.3.1 Récupération du phosphore	16
4.3.2 Production de gaz d'épuration (sous forme de biogaz)	16
4.3.3 Traitement séparé de l'urine	16
4.3.4 Traitement de l'air vicié	16

5	COMPARAISON DES COÛTS ET DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE	18
5.1	COMPARAISON DES COÛTS	19
5.1.1	Coûts d'exploitation spécifiques	19
5.1.2	Coûts d'investissement spécifiques	20
5.1.3	Coûts annuels spécifiques	21
5.2	ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE	22
5.2.1	Limites du système choisies et émissions considérées	22
5.2.2	Émissions de gaz à effet de serre lors du stripping par rapport à la production industrielle d'engrais	24
5.2.3	Émissions de gaz à effet de serre du stripping par rapport aux processus biologiques d'élimination de l'azote (étape principale de la STEP, processus Anammox)	25
6	COMPARAISON QUALITATIVE ENTRE LE STRIPPING ET L'ANAMMOX	27
7	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	30
8	BIBLIOGRAPHIE	32

L'ESSENTIEL EN BREF

La récupération d'azote dans les eaux usées...

- ...est techniquement et opérationnellement réalisable au moyen d'un stripping à l'air et par membrane, démontré sur une dizaine d'installations dans la région DACH (Allemagne, Autriche, Suisse).
- ...pourrait remplacer 5% à 10% des engrais minéraux azotés importés en Suisse et les maintenir dans un circuit local. Cette proportion augmenterait si l'efficacité des engrais était améliorée en Suisse.
- ...est actuellement plus coûteuse que la production industrielle d'engrais. Pour couvrir les coûts annuels, les STEP sont tributaires des fonds de compensation¹ de la Fondation KliK².
- ... est actuellement, selon le procédé, comparable à la production industrielle d'azote en termes d'impact sur le climat (stripping à l'air) ou moins bonne que celle-ci (stripping membranaire). La consommation de produits chimiques est déterminante pour le stripping.
- ... est encore une technologie jeune qui a du potentiel d'optimisation, notamment au niveau de la consommation de produits chimiques qui peut être réduite.
- ... est une alternative intéressante lorsqu'un traitement des eaux putrides est nécessaire mais que les procédés de dénitrification biologique ne sont pas réalisables, ou lorsqu'une récupération locale est souhaitable d'un point de vue politique. Le procédé est surtout adapté pour de grandes STEP qui reçoivent des boues externes et/ou des cosubstrats contenant de l'azote.

La base de données est très limitée avec quatre exploitations de stripping et trois procédés Anammox. De plus, le stripping membranaire est une technologie en cours de développement. Il est donc recommandé de répéter l'étude lorsque davantage de données et d'expérience d'exploitation sont disponibles.

¹ Les fonds de compensation sont versés pour la réduction des émissions de gaz hilarant provenant de l'étape biologique et servent de contribution financière aux mesures prises, dans ce cas une installation de récupération de l'azote. La condition préalable à la couverture des coûts annuels par KliK est une diminution substantielle de gaz hilarant et un fonctionnement optimal de l'installation de stripping : faible consommation de soude et taux d'utilisation élevé de l'installation de stripping.

² Fondation pour la protection du climat et la compensation des émissions de CO₂. Voir ici : <https://www.klik.ch/> (état au 9.5.2025).

1 SITUATION INITIALE

L'azote (N) peut être récupéré des eaux usées à l'aide d'installations de stripping à l'air ou membranaire, ce que réalisent déjà à grande échelle une dizaine de STEP dans la région du DACH (Allemagne, Autriche, Suisse). Environ 2 500 à 5 000 tonnes d'azote pourraient ainsi être récupérées des eaux usées suisses. Actuellement, deux STEP utilisent ce procédé et récupèrent environ 80 tonnes d'azote par année sous forme d'engrais de sulfate d'ammonium. Une STEP supplémentaire a exploité une telle installation pendant près de dix ans.

Contrairement au phosphore, l'azote est disponible de façon illimitée sous forme d'azote atmosphérique (N₂). Chaque année, environ 40 000 tonnes d'azote arrivent dans les STEP suisses. Sur ce total, environ 20 000 tonnes quittent les STEP via les eaux usées épurées et environ 4 000 tonnes via les boues d'épuration. Le reste de l'azote (N) est rejeté dans l'atmosphère sous forme d'azote atmosphérique (N₂) [1]. La concentration de N dans les eaux usées communales est trop faible pour la récupération de N qui n'est actuellement techniquement pas réalisable. Les concentrations sont nettement plus élevées dans les eaux putrides et les boues digérées. Les eaux putrides contiennent environ 10 à 15% de l'azote qui arrive à la STEP avec les eaux domestiques.

Depuis le 1^{er} janvier 2025, l'art. 30d de la loi révisée sur la protection de l'environnement (LPE) exige une récupération de l'azote dans les eaux usées. Ceci, à condition que cette mesure soit économiquement supportable, techniquement réalisable et écologiquement non préjudiciable. Transposé aux STEP, cela signifie que la récupération de l'azote doit y être comparée à la production industrielle traditionnelle d'azote³ sur le plan économique et écologique.

La présente étude dresse un état des lieux de ces technologies encore jeunes et s'adresse aux exploitant·e·s de STEP qui souhaitent utiliser un tel procédé à l'avenir, aux autorités et à toute personne intéressée. L'étude se concentre sur la récupération de l'azote des eaux putrides⁴ et présente les premières expériences de mise en œuvre et d'exploitation, ainsi que le potentiel futur. Elle compare également les procédés, tant avec la production industrielle d'engrais azotés qu'avec les procédés biologiques d'élimination de l'azote des eaux putrides. La comparaison avec la production industrielle d'engrais azotés est importante, car la loi sur la protection de l'environnement y fait référence. La comparaison avec les procédés biologiques d'élimination de l'azote des eaux putrides aide les exploitant·e·s de STEP qui souhaitent construire un traitement des eaux putrides dans le choix du procédé.

Les possibilités suivantes sont envisagées dans cette étude pour l'élimination de l'azote des eaux putrides :

- Traitement dans l'étape biologique et élimination par nitrification et dénitrification.
- Traitement par Anammox⁵ en courant parallèle.
- Traitement dans une installation de récupération d'azote.

³ La production d'azote désigne l'azote sous une forme utilisable, principalement sous forme d'ammoniac, de sulfate d'ammonium ou de nitrate d'ammonium.

⁴ Le terme « eaux putrides » désigne le retour à traiter issu du traitement des boues digérées. Un synonyme est « centrat ». Souvent, les eaux putrides contiennent également les condensats de vapeur qui sont produits lors du séchage des boues. Lors du traitement biologique des eaux putrides, les condensats de vapeur doivent parfois être éliminés séparément en raison d'effets toxiques sur les bactéries nitrifiantes.

⁵ Anammox vient de l'anglais « Anaerobic Ammonium Oxidation », ce qui signifie oxydation anaérobie de l'ammonium. C'est un procédé biologique d'élimination de l'azote. Les synonymes sont la désammonification ou la « nitrification partielle et oxydation anaérobie de l'ammonium » (Partial Nitrification and Anaerobic Ammonia Oxidation, PNAA).

En outre, il serait également possible de traiter les eaux putrides dans une étape de nitrification/dénitrification en courant parallèle. Ce procédé n'est cependant pas pris en compte ici, car il présente des inconvénients par rapport au procédé Anammox.

Dans cette étude, l'expertise des personnes suivantes ont été prises en compte en complément de la littérature :

- Exploitants de STEP avec une installation de récupération de l'azote (Kloten/Opfikon, Yverdon-les-Bains, Altenrhein, Straubing)
- Spécialistes issus de la recherche (Eawag, FHNW, FH Aachen)
- Concepteurs, fournisseurs
- Autorités (OFAG)
- Commerçants d'engrais

2 ENGRAIS AZOTÉ

2.1 ORIGINE ET TYPE D'ENGRAIS AZOTÉ

L'azote est un élément clé pour la croissance des plantes. Les sols utilisés de manière intensive dans l'agriculture ont besoin d'engrais azotés. Une carence en azote limite la croissance des plantes. Une surfertilisation des sols entraîne d'une part une augmentation des apports d'azote dans les eaux, ce qui nuit à la qualité de l'eau et, par conséquent, aux écosystèmes aquatiques. D'autre part, les sols produisent davantage de gaz hilarant (N_2O), un puissant gaz à effet de serre. Celui-ci s'échappe dans l'atmosphère et pèse sur le climat. Chaque année en Suisse, environ 36 000 tonnes d'azote provenant de l'agriculture sont déversées dans les eaux, ce qui correspond à plus ou moins 80% de la quantité d'engrais importée. Les engrais azotés devraient donc être utilisés le plus efficacement et autant que possible en fonction des besoins.

L'agriculture suisse et la production végétale ont besoin chaque année de près de 200 000 tonnes d'azote. Environ 77% de cette quantité provient d'engrais organiques. En font partie les engrais de ferme/pâturage (environ 40%), les flux d'azote naturels de l'environnement (p. ex. fixation de l'azote ; environ 30%) et la gestion des déchets (engrais dits de recyclage, digestat/compost ; environ 4%). Les quelque 23% d'azote restants proviennent d'engrais minéraux importés (voir tableau 1).

Apport d'azote en agriculture et en culture	
	t N/a
Engrais de ferme / pâturage	85'900
Fixation de N / déposition	59'300
Digestat / compost	7'400
Engrais minéraux	45'700
Total	198'300

Tableau 1 : Besoin en azote en Suisse par l'agriculture et les cultures (données infras : [1]). Les engrais de ferme/pâturage, la fixation/déposition d'azote et le digestat/compost font partie des engrais organiques et couvrent environ 77% des besoins. Les 23% restants sont couverts par des engrais minéraux importés.

Les engrais minéraux sont produits dans le monde entier. La plupart du temps, le processus Haber-Bosch transforme l'azote atmosphérique (N_2) en ammoniac. Ce processus nécessite de grandes quantités d'énergie et de méthane. Par conséquent, les principaux producteurs d'engrais azotés se trouvent dans des pays qui disposent également d'importantes réserves de combustibles fossiles. Le méthane utilisé dans le processus produit de l'hydrogène (H_2) qui réagit avec le N_2 pour former de l'ammoniac. L'ammoniac ainsi synthétisé peut être transformé en urée, en nitrate d'ammonium, en sulfate d'ammonium et en phosphate d'ammonium [4]. Outre le processus Haber-Bosch, il existe d'autres processus industriels permettant de produire des engrais. En voici quelques exemples : le sulfate d'ammonium comme sous-produit de l'épuration de l'air ou la production de vitamines (communiqué d'un fournisseur d'engrais, 21.6.24).

Les engrais de recyclage sont principalement composés de digestat liquide et solide et de compost [3]. Actuellement, seuls 4% environ des besoins totaux en engrais de la Suisse sont couverts par des engrais de recyclage (voir tableau 1).

Jusqu'en 2018, Lonza produisait des engrais azotés en Suisse [2]. Depuis, la Suisse ne dispose plus de production nationale d'engrais azotés. La Suisse doit importer tous les engrais azotés minéraux. Cela représente, selon une analyse des flux de substances de N de 2018, environ 45 700 t N par an sous forme d'engrais minéraux [1]. Ces importations proviennent

principalement d'Allemagne, de France, des Pays-Bas et de Belgique. En termes de quantité, les Pays-Bas sont le principal partenaire commercial de la Suisse [4].

2.2 DÉVELOPPEMENT DU MARCHÉ

La quantité d'engrais azotés importés en Suisse est restée constante au cours des dix dernières années [4]. En revanche, la demande mondiale d'engrais azotés n'a cessé d'augmenter au cours des dernières années. Il faut s'attendre à ce que la demande mondiale continue de croître à l'avenir [3].

La dynamique des prix des engrais azotés dépend de différents facteurs, tels que les prix de l'énergie, les chaînes logistiques et la situation générale du marché. Au début des années 2020, les prix mondiaux des engrais se trouvaient à un niveau bas (25 euros par tonne de sulfate d'ammonium pour 8,5 % en poids d'azote), après une tendance à la baisse sur le long terme. Cette situation a changé avec la pandémie de Corona et la guerre en Ukraine : l'augmentation des coûts du gaz et de l'énergie a entraîné une baisse de la production d'engrais. Cette raréfaction de l'offre a entraîné une nette augmentation du prix (prix maximal du sulfate d'ammonium à environ 170 euros par tonne). Depuis le début de l'année 2023, les prix des engrais ont de nouveau baissé (prix du sulfate d'ammonium à l'été 2024 à environ 30 euros par tonne) (communiqué d'un fournisseur d'engrais, 21.6.2024).

Environ la moitié des importations d'engrais minéraux azotés arrivent en Suisse par bateau via le Rhin. Il est fort possible qu'à l'avenir, pendant les périodes prolongées où le niveau de l'eau est bas, il faille davantage se rabattre sur la route, ce qui entraînerait une hausse des prix [4] et une plus grande pollution de l'environnement.

2.3 ENGRAIS AZOTÉ PROVENANT DE STEP

2.3.1 Potentiel des quantités d'engrais disponibles

Aujourd'hui, les STEP suisses pourraient théoriquement produire environ 5 000 tonnes d'engrais azoté par an. Ceci en supposant que les eaux putrides contiennent environ 15% de l'azote des eaux usées et que le stripping récupère 85% de cet azote sous forme d'engrais.

Si l'on part du principe que les frais d'exploitation sont trop élevés pour les petites STEP, la quantité réaliste d'engrais pouvant être produite par les STEP est divisée par deux. Le potentiel de production de STEP suisses de plus de 50 000 équivalents-habitants (EH) se situe ainsi à environ 2 500 tonnes d'azote par an. Cette estimation correspond aux données de la littérature [6].

Pour augmenter cette proportion, l'azote des eaux putrides des petites STEP pourrait être récupéré de manière centralisée dans les grandes STEP. Cependant, le fait que des précipités indésirables se forment en raison du refroidissement des eaux putrides pendant le transport va à l'encontre de cette possibilité. De plus, le besoin en chaleur pour le procédé serait plus important.

Les imports d'engrais minéraux pourraient être réduits de 5% à 10% grâce à la récupération d'azote des STEP (la quantité d'engrais minéraux importée : 45 700 t/a [1]; voir plus haut). Cette part augmenterait si l'efficacité de l'engrais était meilleure.

2.3.2 Exigences envers l'engrais azoté

Selon l'Ordonnance sur les engrais, l'engrais azoté récupéré dans les eaux usées entre dans la catégorie des engrais minéraux de recyclage et doit donc respecter les valeurs limites fixées pour les engrais de recyclage.

Une révision totale des ordonnances sur les engrais est en cours. Celle-ci a pour but de reprendre le plus largement possible le nouveau règlement européen sur les engrais (règlement (UE) 2019/1009). Les engrais issus du recyclage de l'azote des eaux usées ou des boues d'épuration continueraient à être considérés comme des engrais de recyclage. Les valeurs limites actuellement en vigueur ne seraient pas adaptées et resteraient applicables. De même, aucun changement ne serait prévu dans le processus d'autorisation. Les engrais azotés issus d'azote « recyclé » resteraient soumis à autorisation (voir chapitre 2.3.4). La procédure d'évaluation resterait la même.

Actuellement, l'engrais des STEP ne peut pas être vendu comme engrais bio, car les produits chimiques utilisés ne répondent pas au cahier des charges de "Bio Suisse". En décembre 2022, une interpellation au Conseil fédéral a été déposée au Parlement suisse, chargeant le Conseil fédéral de remettre en question cette décision. Néanmoins, celle-ci n'a pas eu de succès [13].

2.3.3 Engrais produit dans les STEP et son utilisation

Les installations suisses de récupération de l'azote considérées dans le cadre de cette étude restituent le sulfate d'ammonium liquide à l'agriculture sous forme d'engrais (environ 80 tonnes d'azote par an sous forme de sulfate d'ammonium provenant de deux installations). A titre de comparaison, environ 5 000 tonnes d'azote ont été importées sous forme de sulfate d'ammonium en 2021.

Comme alternative au sulfate d'ammonium, il serait également possible de produire du phosphate d'ammonium. L'acide phosphorique nécessaire à cette production est toutefois plus cher à l'achat que l'acide sulfurique. Il n'est pas certain que cela soit compensé par une valeur de revente plus élevée. Il serait également imaginable de produire du nitrate d'ammonium, mais il n'y a pas encore d'expérience à ce sujet.

Le sulfate d'ammonium peut être épandu dans les champs de deux façons : (i) de manière conventionnelle, c'est-à-dire mélangé au lisier, (ii) au moyen de la méthode dite CULTAN (voir encadré 1).

Encadré 1 : informations complémentaires sur le procédé CULTAN (extrait de [27])

«Le procédé CULTAN consiste à injecter de l'azote (N) sous la forme d'une solution d'ammonium hautement concentrée avec un faible pH dans la zone racinaire des plantes au début de la période de végétation. Cette solution forme ce qu'on appelle un dépôt. L'ammonium (NH_4^+) est moins lessivé que le nitrate, qui domine dans la fertilisation traditionnelle.

La concentration élevée d'ammonium et le pH bas du dépôt CULTAN visent à assurer une nitrification progressive de l'azote ammoniacal et donc à mieux synchroniser les besoins des plantes en azote et la disponibilité de cet élément dans le sol. En outre, l'apport d'ammonium pour la nutrition des plantes est souvent plus avantageux sur le plan physiologique, ce qui se traduit par une meilleure absorption de N et une meilleure résistance des plantes. Le procédé devrait donc augmenter l'efficacité des engrais azotés et réduire les pertes d'azote qui en découlent souvent, tout en maintenant le niveau de rendement, voire en l'augmentant légèrement.

Avantages/Synergies

- *Efficacité généralement supérieure de l'azote et lessivage moindre avec un niveau de rendement égal ou légèrement plus élevé.*

- *En cas de fertilisation en plusieurs apports, il est généralement possible d'économiser au moins un apport d'azote par culture (économie de travail et de coûts) et de potentiellement réduire le volume de fertilisation azotée.*
- *La solution CULTAN peut être fabriquée à partir d'ammonium recyclé provenant de boues d'épuration, de lisier ou de résidus de fermentation.*

Inconvénients/Limitations/Conflits d'intérêts

- *L'épandage nécessite des adaptations dans le domaine de la logistique : équipement d'injection, transport par camion de grandes quantités de solutions fertilisantes et, éventuellement, stockage temporaire sur place.*
- *La fertilisation doit soit être effectuée par un prestataire, soit nécessite d'investir dans la technique d'application.*
- *Le procédé CULTAN pourrait également influencer d'autres flux de pertes d'azote, y compris ceux de N_2O et N_2 . Toutefois, cet aspect n'a pas encore été beaucoup exploré.»*

En principe, les procédés d'injection (comme le procédé CULTAN) présentent moins de pertes d'azote atmosphérique par rapport à d'autres procédés de fertilisation. A quel point ces pertes sont réduites n'est toutefois pas connue. De plus, cela dépend du type d'engrais avec lequel on compare le procédé CULTAN (tél. Agroscope, 23 mai 2025).

Le procédé CULTAN n'est pas limité aux engrais de STEP, il est par exemple possible d'utiliser du sulfate d'ammonium produit industriellement.

Actuellement, environ 420 ha sont fertilisés avec CULTAN en Suisse [27]. Comparé à la surface totale des terres arables en Suisse, qui s'élève à près de 400 000 ha, cela représente une part très faible [28].

2.3.4 Conditions pour la vente d'engrais de STEP

Les conditions suivantes doivent être remplies en Suisse pour la vente d'engrais :

- L'engrais doit faire l'objet d'une autorisation de l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG). Cette autorisation est généralement valable 10 ans. Les trois STEP suisses disposant d'un système de récupération de l'azote ont pu faire autoriser leur engrais azoté sans devoir le traiter davantage.
- Chez certains utilisateurs d'engrais, l'engrais doit contenir au moins 8% d'ammonium. Dans le cas de récupération par stripping membranaire, cette exigence peut nécessiter une distillation supplémentaire sur membrane afin d'augmenter la teneur en ammonium.
- Pour que la STEP puisse distribuer l'engrais qu'elle produit, elle a besoin d'une autorisation correspondante. La STEP peut demander elle-même cette autorisation. L'expérience montre qu'il faut plusieurs mois pour l'obtenir. Dans ce cas, la STEP peut vendre son engrais directement aux exploitations agricoles. La STEP peut également vendre son engrais azoté à un distributeur d'engrais, qui dispose déjà d'une telle autorisation.
- La STEP doit trouver un·e acheteur·euse pour son engrais azoté. Ceci n'est pas un obstacle du fait que la demande en engrais azoté est forte dans le domaine agricole. Les STEP sollicitées ont conclu des contrats à long terme avec le ou les acheteurs.
- La STEP a besoin d'un réservoir dans lequel elle peut stocker temporairement l'engrais azoté produit, car l'acheteur·euse vient chercher l'engrais périodiquement. Si l'engrais

est remis directement à une exploitation agricole, il faut tenir compte de la période de réception (surtout entre mars et juin), ce qui peut impliquer un réservoir plus grand que si l'engrais est remis à un fournisseur d'engrais.

2.3.5 Avantages et inconvénients des engrais de STEP

Les avantages et les inconvénients de l'engrais épandu au moyen de la méthode CULTAN sont décrits dans l'encadré 1 au chapitre 2.3.3. Les autres avantages et inconvénients de l'engrais de STEP sont les suivants (non exhaustif) :

Avantages :

- Les engrais de STEP maintiennent l'azote dans un circuit local. Ainsi, moins d'azote doit être importé en Suisse.
- La demande en engrais azotés de STEP par l'agriculture est grande.

Inconvénients :

- Les STEP ont besoin d'une installation de stripping pour produire de l'engrais azoté à partir de leurs eaux putrides.
- L'exploitation d'une installation de stripping est exigeante, augmente les charges d'exploitation et nécessite une compréhension adéquate du processus.

2.3.6 Filières de vente alternatives

Une STEP allemande vend le sulfate d'ammonium qu'elle produit à l'industrie en tant que matière résiduelle. La STEP renégocie chaque année le prix avec le client.

Il existe plusieurs secteurs industriels qui utilisent le sulfate d'ammonium. Citons par exemple l'industrie alimentaire, l'industrie des panneaux d'agglomérés, mais aussi le traitement de l'eau potable. Il faut vérifier si le sulfate d'ammonium issu des STEP répond aux exigences respectives. Si l'azote récupéré se présentait sous forme d'ammoniac pur, il serait possible de l'utiliser dans l'industrie des piles à combustible ou dans l'épuration des gaz de combustion.

3 RÉCUPÉRATION DE L'AZOTE DES STEP : APERÇU DES PROCÉDÉS

3.1 STRIPPING À L'AIR

Le stripping à l'air est le procédé de récupération de l'azote le plus répandu dans la région DACH. Environ huit installations ont été construites jusqu'à présent. La STEP de Kloten/Opfikon a exploité de 2010 à 2020 l'unique système de stripping à l'air avec stripping du CO₂ (qui optimise le procédé; voir plus bas) de Suisse.

Lors du stripping à l'air, les eaux putrides sont d'abord réchauffées, d'environ 25 -35°C à 65°C maximum. Ensuite, on augmente le pH en ajoutant de la soude. Les eaux putrides passent dans une colonne aérée à contre-courant avec du garnissage. Grâce à l'augmentation du pH, l'ammonium dissous se dissocie en ammoniac et passe en phase gazeuse. Au moyen d'un lavage acide, le gaz de processus chargé d'ammoniac est lié à l'acide sulfurique dans une deuxième colonne qui contient également du garnissage. L'ammoniac et l'acide sulfurique forment ensemble du sulfate d'ammonium.

Un procédé optimisé comprend en outre une colonne en amont. Dans celle-ci, le CO₂ contenu dans l'eau digérée est dégazé. Le pH augmente alors. Ce procédé permet d'économiser jusqu'à 50% de soude caustique [5].

3.2 STRIPPING MEMBRANAIRE

La récupération de l'azote avec des membranes est une technologie encore jeune et en phase d'optimisation, avec peu d'expériences pratiques à ce jour. Cette technologie a été développée en Suisse. Depuis 2016, la STEP d'Yverdon-les-Bains exploite la première installation à grande échelle en Europe. Depuis 2021, une telle installation est également en service à la STEP d'Altenrhein.

Lors du stripping membranaire, les eaux putrides sont d'abord chauffées, d'environ 25 - 35°C à 45°C maximum. Vient ensuite un prétraitement en plusieurs étapes, composé d'un stripping du CO₂, d'une coagulation et d'une floculation suivis d'un séparateur à lamelles, ainsi que de plusieurs filtres montés en série. Les eaux putrides prétraitées sont ensuite réchauffées et - comme dans le cas de la STEP d'Yverdon-les-Bains - filtrées une nouvelle fois avant de passer finalement sur la membrane. Les membranes utilisées sont perméables aux gaz, tels que l'ammoniac. La membrane est composée de fibres creuses avec les eaux putrides qui circulent à l'extérieur des fibres, et l'engrais liquide à l'intérieur. Les processus suivants se déroulent sur la membrane :

- Du côté «eaux putrides» de la membrane, la solution alcaline ajoutée augmente le pH, ce qui transforme l'ammonium en solution en ammoniac gazeux.
- L'ammoniac et la vapeur d'eau diffusent à travers la membrane hydrophobe (la membrane n'est hydrophobe que par rapport à la phase liquide de l'eau).
- Du côté «engrais» de la membrane, l'acide sulfurique ajouté lie l'ammoniac. Il en résulte du sulfate d'ammonium [7].

3.3 AUTRES MÉTHODES POUR RÉCUPÉRER L'AZOTE

Outre le stripping à l'air et par membrane, il existe d'autres procédés de récupération de N dans les eaux usées. Ils sont toutefois peu connus en Suisse pour ce domaine d'application, ou peu prometteurs. Ils sont brièvement expliqués ci-dessous. Ces procédés ont obtenu des résultats positifs dans une étude comparative [8] en ce qui concerne les critères suivants : (i)

le taux de récupération (durabilité), (ii) l'applicabilité de l'engrais produit, (iii) les installations de référence et (iv) la plage de concentration optimale (par rapport au traitement ultérieur).

Les méthodes les plus prometteuses sont :

- Extraire l'ammoniac à l'aide de membranes sous vide
- Séchage des boues et récupération de N dans l'air évacué
- Récupération de N dans le traitement des urines
- Précipitation de struvite à partir d'eaux putrides ou de boues digérées

3.3.1 Extraire l'ammoniac à l'aide de membranes sous vide

Ce procédé implique également une augmentation du pH dans les eaux putrides ou les boues digérées. Un vide ou un gradient de pression de vapeur favorise l'accumulation d'ammoniac dans la phase gazeuse se trouvant au-dessus des eaux putrides ou des boues digérées. Ensuite, une membrane sépare l'ammoniac de la phase gazeuse. L'avantage de ce procédé est que les membranes ne sont pas en contact direct avec les eaux putrides ou la boue digérée et qu'il y a donc moins d'encrassement des membranes. L'engrais azoté qui en résulte présente une teneur en N plus élevée qu'avec le stripping membranaire. Ce procédé est considéré comme potentiellement prometteur, avec des premières expériences à l'échelle pilote. Des installations à grande échelle ne sont pas connues.

3.3.2 Séchage des boues et récupération de N dans l'air évacué

Le séchage des boues d'épuration déshydratées (à 100-160°C) libère de l'ammoniac. L'ammoniac contenu dans cet air peut être récupéré, soit par lavage acide, soit par une rectification dite fractionnée.

Ce procédé combinant un séchage des boues avec une récupération de N dans les effluents est utilisé en Allemagne et aux Pays-Bas. En Suisse, il n'existe que peu d'installations de séchage des boues. Beaucoup ont été démantelées ces dernières années. Cette tendance devrait être renforcée par l'obligation de récupérer le P dans les eaux usées et les boues d'épuration. Actuellement, il n'existe aucun procédé de récupération du P dans les eaux putrides, ni dans les boues d'épuration déshydratées et séchées. De plus, l'élimination des boues d'épuration par l'industrie du ciment (avec un séchage préalable) devrait continuer à diminuer. Dans l'ensemble, le potentiel de cette technologie est considéré comme faible.

3.3.3 Récupération de N dans le traitement des urines

En termes de quantité d'azote récupérée, le traitement séparé des urines est le plus efficace. Avant d'être utilisée comme engrais, l'urine doit être prétraitée. Le système actuel d'assainissement urbain n'est pas conçu pour un traitement séparé des urines. C'est pourquoi cette technologie est considérée comme un complément au système existant ou comme une solution spéciale.

3.3.4 Précipitation de struvite à partir d'eaux putrides ou de boues digérées

Le phosphate de magnésium et d'ammonium est appelé struvite et peut être extrait aussi bien des eaux putrides que des boues digérées. Dans le cas des eaux putrides, il faut ajouter du magnésium et augmenter le pH. Le struvite peut aussi être précipité dans les boues digérées (avant la déshydratation), p.ex. avec le procédé appelé AirPrex®.

Une telle précipitation de struvite convient surtout aux STEP qui éliminent le phosphore par

voie biologique (installations dites "Bio-P"). Pour les STEP à élimination chimique du phosphore, il faudrait d'abord rendre accessible le phosphore lié au phosphate de fer au moyen d'une acidification préalable (procédé dit de Stuttgart).

Le rapport N:P dans la struvite est de 1:1, alors qu'il est typiquement d'environ 100:1 dans les eaux putrides. Cela signifie qu'il faudrait ajouter du phosphore aux eaux putrides pour récupérer une part élevée d'azote [6]. La précipitation de struvite est donc considérée comme trop peu efficace en ce qui concerne la récupération de l'azote.

Sur la base de ce qui précède, le stripping à l'air et le stripping par membrane représentent actuellement les meilleures solutions pour récupérer l'azote des eaux usées. Le prochain chapitre abordera donc ces deux procédés de manière plus approfondie.

4 FOCUS SUR LE STRIPPING À L'AIR ET PAR MEMBRANE

Dans la région DACH, une dizaine de STEP utilisent le stripping pour récupérer l'azote dans les eaux putrides. La majorité de ces installations sont des strippings à l'air. A titre de comparaison, toujours dans la région DACH, environ 60 STEP effectuent un traitement séparé des eaux putrides, dans la plupart des cas avec des procédés biologiques (par ex. au moyen du procédé Anammox) [9].

Outre la région DACH, des pays d'Europe du Nord et les États-Unis sont également à la pointe du développement et de l'utilisation d'installations de traitement des eaux putrides (stripping et procédés biologiques). Le présent rapport n'aborde pas les expériences de ces pays. Il est recommandé, dans une prochaine étape, d'initier un échange d'expériences avec les exploitant-e-s de ces installations.

Ce chapitre traite des expériences des premières installations de stripping. Il se concentre sur les opportunités et les défis et met en évidence les potentiels de développement et d'optimisation possibles. Il est en effet important de tirer des enseignements de ces premières installations et de transmettre ces expériences à d'autres STEP. Les risques pour les décideurs sont ainsi réduits, ce qui favorise la poursuite de la mise en œuvre.

4.1 PREMIÈRE EXPÉRIENCE (D'EXPLOITATION)

4.1.1 Opportunités

Les exploitant-e-s d'installations de stripping interrogés ont opté pour la récupération de l'azote dans les eaux putrides pour les raisons suivantes :

- Charge de retour élevée des eaux putrides et biologie trop petite.
- Procédé nécessite peu de place.
- Possibilité de réalisation dans le bâtiment existant.
- Choix d'un procédé qui fonctionne indépendamment de la biomasse et facile à régler via l'adaptation du pH.
- Concentration élevée d'ammonium dans les eaux putrides, ce qui entraîne des problèmes de fonctionnement du traitement biologique (processus Anammox⁶).

Les exploitants voient en outre les opportunités suivantes au-delà de leur STEP :

- Renforcer l'économie circulaire locale.
- Un marché local des engrais plutôt qu'une dépendance internationale⁷.
- Pas de formation de N₂O (contrairement aux procédés biologiques d'élimination de l'azote)⁸.

⁶ Cette affirmation se réfère à une installation Anammox fonctionnant à 1 niveau. Des essais pilotes indiquent qu'une installation à 2 niveaux peut mieux gérer les concentrations élevées d'ammonium. La preuve n'en a toutefois pas encore été apportée à l'échelle réelle.

⁷ En ce qui concerne les engrais, la Suisse devient effectivement plus indépendante. Mais l'acide et la soude utilisés pour la production d'engrais proviennent aussi de l'étranger.

⁸ Cet argument n'est valable que si l'installation Anammox est utilisée sans RTO. Avec RTO, les deux variantes sont comparables en ce qui concerne le N₂O (voir plus loin dans ce rapport).

4.1.2 Défis

Charges d'exploitation

Tout·e·s les opérateur·ice·s interrogé·e·s dans le cadre de cette étude considèrent les charges d'exploitation du stripping comme un défi. Les charges d'exploitation suivantes sont régulièrement occasionnées :

- Consommation de soude et d'acide sulfurique : consommation constante, l'ajout est automatisé.
- Stripping à l'air : acidification des colonnes contre les dépôts (par ex. avec de l'acide chlorhydrique): au moins une fois par semaine, en fonction de la composition de des eaux putrides, fonctionne généralement de manière automatisée.
- Stripping membranaire : nettoyage chimique intensif, à la main, de l'installation à membranes : environ tous les 3 mois.
- Remplacement de l'équipement de stripping :
 - o Colonnes: au moins tous les 2 ans, en fonction de la sollicitation par l'acidification.
 - o Membranes : peu de données empiriques, durée de vie attendue de quatre ans.
- Étalonnage des sondes pH.

Pour la STEP suisse qui n'exploite plus son installation de stripping à l'air, les charges d'exploitation ont été déterminantes dans cette décision : d'une part, l'installation n'était pas rentable en raison des coûts élevés des produits et, d'autre part, la STEP a été agrandie, ce qui a nécessité des ressources en personnel supplémentaires. Avec l'extension de la biologie, il n'est plus nécessaire de procéder à un traitement des eaux putrides en raison de la capacité supplémentaire.

Dépendance des prix des produits chimiques

Les coûts des produits chimiques représentent une grande partie des coûts d'exploitation. Si les prix des produits chimiques changent, la rentabilité de la récupération de l'azote en sera fortement affectée. En 2022/23, le prix des produits chimiques a fortement augmenté. Entre 2021 et 2023, le prix de sulfate d'ammonium a été multiplié par 4 ou 5. En 2024, il était à nouveau au niveau de 2021 (informations sur l'évolution des prix basées sur un entretien avec un fournisseur d'engrais, 21.6.2024). En raison des contrats d'achat à long terme, les STEP n'adaptent pas le prix de leurs engrais aux prix du marché pour le moment. Une fixation du prix de leur engrais sur le marché mondial permettrait de tenir compte de ces évolutions de prix.

Pour être moins dépendant de l'évolution des prix des produits chimiques (à court terme), on pourrait p.ex. utiliser des produits chimiques alternatifs (p.ex. de l'eau de chaux au lieu de la soude; on sait qu'il y a quelques installations aux États-Unis qui fonctionnent ainsi).

Charge de travail pour la remise du produit

Les deux STEP suisses avec une installation de stripping cèdent le sulfate d'ammonium qu'elles produisent à l'agriculture. Cela implique un certain surcroît de travail (voir chapitre 2.3.4), considéré comme un défi par certains exploitants de STEP. L'installation interviewée en Allemagne cède son sulfate d'ammonium à la valorisation des résidus. C'est-à-dire que le sulfate d'ammonium est réutilisé industriellement et n'est pas remis comme engrais.

Rentabilité

Aucune des STEP interrogée exploitant une installation de récupération d'azote n'a opté

pour le stripping pour des raisons de rentabilité. Selon les données actuellement disponibles, les frais d'exploitation supplémentaires font que le stripping n'est, à ce jour, pas rentable sans subventions ou paiement compensatoire (voir aussi chapitre 5.1).

Actuellement, il est possible d'obtenir des fonds de compensation de la Fondation KliK pour la réduction des émissions de gaz hilarant provenant de l'étape biologique grâce à l'installation d'un stripping dans les eaux putrides [26]. Le prix par tonne d'équivalent CO₂ économisée est de 145 CHF jusqu'à ce que les coûts d'investissement soient amortis, puis de 100 CHF / équivalent tCO₂. L'une des STEP considérées est inscrite à ce programme KliK. L'une des conditions préalables à ce programme est la preuve de la réduction des émissions de N₂O provenant de l'étape biologique, qui résulte de la réduction de la charge en azote. Le montant des fonds de compensation dépend de l'ampleur de la réduction des émissions de N₂O issues de l'étape biologique, ce qui varie d'une STEP à l'autre. Les indemnités compensatoires permettent de couvrir les coûts annuels du stripping si la réduction du gaz hilarant dans la biologie est substantielle et si l'exploitation du stripping est optimale (c.-à-d. un taux d'utilisation élevé de l'installation de stripping et une faible consommation de produits chimiques) [26]. Le programme KliK se poursuit jusqu'en 2030. Si les STEP sont à l'avenir obligées d'éliminer davantage d'azote, la question se pose de si les STEP continuent à correspondre aux critères de KliK en matière d'émissions de gaz hilarant pour les paiements compensatoires.

4.2 POTENTIEL DE DÉVELOPPEMENT ET D'OPTIMISATION

4.2.1 Stripping à l'air

En ce qui concerne le stripping à l'air, le besoin de développement est considéré comme faible. Les possibilités d'optimisation suivantes sont connues :

- Un stripping de CO₂ placé en amont élimine le CO₂ des eaux putrides et augmente ainsi le pH. Il faut donc moins de soude.
- Plus la température d'exploitation est élevée, plus le passage de l'ammonium à l'ammoniac est efficace et plus la consommation de produits chimiques est faible. Ce point est important, car la consommation de soude caustique a une grande influence sur l'impact climatique du procédé. Si une STEP dispose d'une grande quantité de chaleur qui ne peut pas être utilisée autrement, le processus peut théoriquement être optimisé avec une température de fonctionnement plus élevée. Il faut toutefois tenir compte de la compatibilité des matériaux avec la température. Le matériau utilisé de manière standard pour les colonnes de stripping à l'air est conçu pour une température maximale de 60 à 65°C. Les matériaux plus résistants à la chaleur sont beaucoup plus chers à l'achat.

4.2.2 Stripping membranaire

Les optimisations mentionnées ci-dessus sont également valables pour le stripping par membrane. Les aspects supplémentaires pour cette technologie sont :

- La concentration d'azote dans l'engrais dépend de la température et de la concentration de NH₄⁺ dans les eaux putrides. Le sulfate d'ammonium issu du stripping membranaire peut être concentré par une distillation membranaire en aval. Cette étape permet de doubler les concentrations d'ammonium dans l'engrais produit. Il n'y a pas de besoin supplémentaire de soude, puisque la soude déjà utilisée est réutilisée pour la distillation. Depuis 2022, la STEP d'Yverdon-les-Bains concentre son engrais à 9% par distillation membranaire.

- Actuellement, les membranes fonctionnent à 45°C. Momentanément, des recherches sont menées sur des membranes plus résistantes à la température, qui permettraient d'atteindre des températures de fonctionnement de 60°C. Cela permettrait de réaliser une économie substantielle de soude. Comme une température de fonctionnement plus élevée génère également plus de vapeur d'eau et dilue l'engrais, il est impératif de procéder à une distillation membranaire à une température de fonctionnement plus élevée.
- Les membranes utilisées sont hydrophobes (en relation avec la phase liquide). Ceci contribue à l'efficacité du stripping de la membrane. Les membranes utilisées aujourd'hui sans distillation membranaire en aval atteignent une concentration en N d'environ 5% dans le sulfate d'ammonium produit. Cette valeur est inférieure à celle du stripping à l'air, qui atteint une concentration en N de 7% à 8%. Les membranes peuvent perdre leur propriété hydrophobe si elles ne sont pas utilisées correctement, par exemple s'il y a trop de polymère huileux dans les eaux putrides provenant de la déshydratation des boues digérées. Cela a pour conséquence que l'eau liquide passe également à travers les membranes et dilue le sulfate d'ammonium. Les membranes peuvent ensuite être régénérées sur place ou dans l'usine du fabricant. Pour ce faire, la membrane est nettoyée chimiquement. Il est plus efficace d'éliminer ces substances indésirables dès le prétraitement des eaux usées ou d'utiliser des polymères sans huile. Un procédé amélioré d'élimination des huiles est actuellement testé et utilisé à la STEP d'Altenrhein.
- Il faut savoir que lors du prétraitement, 5 à 10% de l'azote peut se volatiliser des eaux putrides. C'est pourquoi les bassins du prétraitement doivent être étanche à l'air. Des optimisations sont en cours à ce sujet dans les installations de stripping membranaire.

4.2.3 Prétraitement des eaux putrides

Tant pour le stripping à l'air que pour le stripping par membrane, la proportion de matières solides dans les eaux putrides doit être la plus faible possible. Cela évite les dépôts et les colmatages dans les conduites, les échangeurs de chaleur, les préfiltres et sur les colonnes (stripping à l'air) ou sur les membranes (stripping membranaire). Cela permet de minimiser les charges d'exploitation et les coûts. Il est donc important de déshydrater les boues en amont de manière que les eaux putrides contiennent le moins de matières solides possible. Cela va à l'encontre des efforts de la STEP qui aspire à un degré de déshydratation aussi élevé que possible pour réduire les coûts d'élimination. Cependant, cela implique que les eaux putrides ont tendance à être plus chargées en matières solides.

S'il n'est pas possible d'optimiser davantage la déshydratation en vue d'obtenir une eau digérée aussi pauvre que possible en matières solides, un prétraitement supplémentaire est nécessaire. C'est particulièrement le cas pour le stripping par membrane. Mais même dans le cas du stripping à l'air, la teneur en matières solides des eaux putrides peut être encore réduite, par exemple à l'aide de décanteurs inclinés ou de filtres. Un suivi en ligne de la qualité parfois très variable des eaux putrides (notamment l'ajout de polymères) permettrait en outre d'adapter le prétraitement.

Un autre point important est la précipitation : avec l'augmentation du pH des précipités se forment dans les eaux putrides. Cette précipitation devrait si possible avoir lieu avant les membranes et avant la colonne de garnissage du stripping à air. Sinon, un entartrage (scaling) important se produit à la surface des membranes et les colonnes de stripping à l'air se bloquent. Cela entraîne un nettoyage et une consommation d'acide correspondants. Afin de simplifier l'exploitation, un nouveau procédé de prétraitement est actuellement utilisé dans les installations d'Yverdon et d'Altenrhein. Ce prétraitement optimisé minimise la formation de calcaire et réduit la nécessité d'un entretien automatique et manuel par le personnel.

4.2.4 Concentration en N la plus élevée possible dans les eaux putrides

Des concentrations d'azote plus élevées dans les eaux putrides rendent le stripping plus efficace. La désintégration ou l'exploitation en série de plusieurs digesteurs permet d'augmenter la dégradation dans la digestion, ce qui se traduit par des concentrations en N plus élevées. L'effet secondaire pourrait toutefois être une forte augmentation des concentrations de carbone organique dissous dans les eaux putrides. La question de savoir si cela a un effet négatif sur le stripping n'a pas été abordée dans le cadre de cette étude.

4.2.5 Évolution des coûts

Les expert·e·s interrogé·e·s ne voient pas d'évolution significative des coûts d'exploitation ou d'investissement pour le stripping à l'air et le stripping par membrane, qui rendrait les deux procédés beaucoup plus avantageux ou plus chers. Même si les membranes devenaient moins chères, cela n'aurait pas d'influence significative sur le coût total du procédé. La dépendance vis-à-vis des prix des produits chimiques demeure.

4.3 SYNERGIES AVEC D'AUTRES DOMAINES

4.3.1 Récupération du phosphore

La récupération du phosphore (P) peut se faire à différents endroits de la STEP : (i) dans les boues digérées, (ii) dans les boues déshydratées, (iii) dans les eaux putrides ou (iv) dans les cendres de boues d'épuration. La plus grande partie du P se trouve dans la phase solide. Cela signifie que la récupération du P dans la phase solide est la plus efficace. Comme mentionné plus haut, seule la récupération de l'azote dans les eaux putrides est envisageable. La récupération du P et de l'azote ne se chevauchent pas.

Il est toutefois envisageable qu'à l'avenir - en fonction de la rentabilité - différentes combinaisons de procédés soient mises en œuvre. Par exemple, les boues digérées pourraient d'abord être soumises à une précipitation de struvite, puis déshydratées. Les eaux putrides obtenues pourraient ensuite être strippées. Cela rendrait certes le stripping moins efficace (car la concentration en N dans les eaux putrides serait plus faible), mais cela permettrait de récupérer davantage de nutriments directement à la STEP.

4.3.2 Production de gaz d'épuration (sous forme de biogaz)

Une dégradation plus importante dans la digestion entraîne non seulement des concentrations plus élevées d'azote dans les eaux putrides (et donc un stripping plus efficace), mais aussi une production plus importante de gaz d'épuration.

4.3.3 Traitement séparé de l'urine

Si les urines sont collectées séparément dans certaines parties du bassin versant de la STEP, elles peuvent être ajoutées au stripping à la STEP après un prétraitement approprié. Cela permet d'augmenter l'efficacité de la récupération de l'azote par rapport à l'évacuation traditionnelle de l'urine par les égouts. La STEP de Kloten/Opfikon a fait de bonnes expériences avec ce co-traitement des urines [5].

4.3.4 Traitement de l'air vicié

Si la STEP traite l'air vicié avec un laveur chimique, le personnel d'exploitation de la STEP connaît le maniement des bases et des acides. Le cas échéant, l'infrastructure de stockage

existante (pour le lavage chimique de l'air vicié) peut être utilisée pour le stripping.

5 COMPARAISON DES COÛTS ET DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

Les chapitres précédents ont montré qu'il est techniquement possible de récupérer l'azote des eaux putrides par stripping à l'air ou par stripping membranaire. Ce chapitre aborde la manière dont le stripping doit être évalué en termes de coûts (coûts d'investissement, coûts d'exploitation et coûts annuels) et en termes d'émissions de gaz à effet de serre. Deux cas avec des limites de système différentes sont considérés :

- Production d'azote par stripping en comparaison avec la production industrielle d'azote (p. ex. au moyen du procédé Haber-Bosch), car selon la LPE révisée, cette comparaison est pertinente.
- Traitement des eaux putrides par stripping par rapport au traitement biologique des eaux putrides, car pour certaines STEP, un traitement séparé des eaux putrides peut améliorer l'élimination de N. C'est ce qui est demandé dans le cadre de la mise en œuvre de la motion 20.4261 (réduction des apports d'azote des STEP). Pour des raisons de comparabilité, la production industrielle d'engrais azotés a été prise en compte pour le traitement biologique des eaux putrides.

L'option de traiter l'air vicié par oxydation thermique régénérative (RTO) dans le procédé Anammox est également prise en compte. Pour ce faire, l'air vicié est porté à une température minimale de 980°C et le N₂O est éliminé à environ 90%. Cette augmentation de température peut être obtenue soit à l'aide de biogaz traité, soit à l'aide de chaleur générée électriquement. Le gaz d'épuration non traité ne convient pas en raison de son faible pouvoir calorifique. La chaleur résiduelle de la centrale de cogénération ne convient pas non plus, car la température est trop basse et la disponibilité (souvent en mode « marche/arrêt ») n'est pas adaptée au fonctionnement de la RTO (fonctionne en continu).

Les bases pour les coûts et les émissions de gaz à effet de serre discutés dans ce chapitre proviennent de valeurs bibliographiques ainsi que d'exemples d'installations de stripping (trois installations de Suisse et une d'Allemagne) et de trois exemples d'installations Anammox (pour une installation Anammox, seuls les coûts d'investissement étaient disponibles). De plus, des coûts issus d'offres indicatives et une étude pour l'extension d'un traitement des eaux putrides dans une STEP suisse ont été inclus (ci-après « étude STEP »).

L'une des deux installations à membrane considérées était encore en phase d'optimisation. La deuxième installation à membrane était exploitée à un débit largement inférieur au débit de dimensionnement pendant la période considérée, car des mesures de transformation et des problèmes d'exploitation dans d'autres étapes du procédé ont eu un impact négatif sur le fonctionnement du stripping.

La base de données est donc limitée et compare des technologies qui n'ont pas le même degré de maturité.

5.1 COMPARAISON DES COÛTS

Pour la comparaison des coûts, on utilise des coûts spécifiques. C'est-à-dire que les coûts se rapportent aux kilogrammes d'azote éliminés par an dans l'installation correspondante. L'effet d'échelle est ainsi visible. Pour les coûts d'exploitation et les coûts annuels, on obtient l'unité suivante : $[\text{CHF/a}] / [\text{kgN/a}] = [\text{CHF/kgN}]$. Pour les coûts d'investissement, l'unité est la suivante : $[\text{CHF}/(\text{kgN/a})]$.

La comparaison des coûts ci-dessous ne tient pas compte d'éventuels fonds de compensation de KliK. L'impact financier de tels fonds sur le stripping est présenté à la fin du chapitre 5.1.3.

5.1.1 Coûts d'exploitation spécifiques

Les coûts d'exploitation spécifiques (sans le produit de la vente d'engrais) sont présentés sur la Figure 2. On constate que les coûts d'exploitation varient fortement d'une installation de stripping à l'autre. D'une part, l'effet d'échelle joue un rôle. D'autre part, les procédés nécessitent différentes quantités de produits chimiques (notamment en fonction de la température d'exploitation) et ceux-ci dominent les coûts d'exploitation, représentant entre 50% et 70% des coûts d'exploitation totaux.

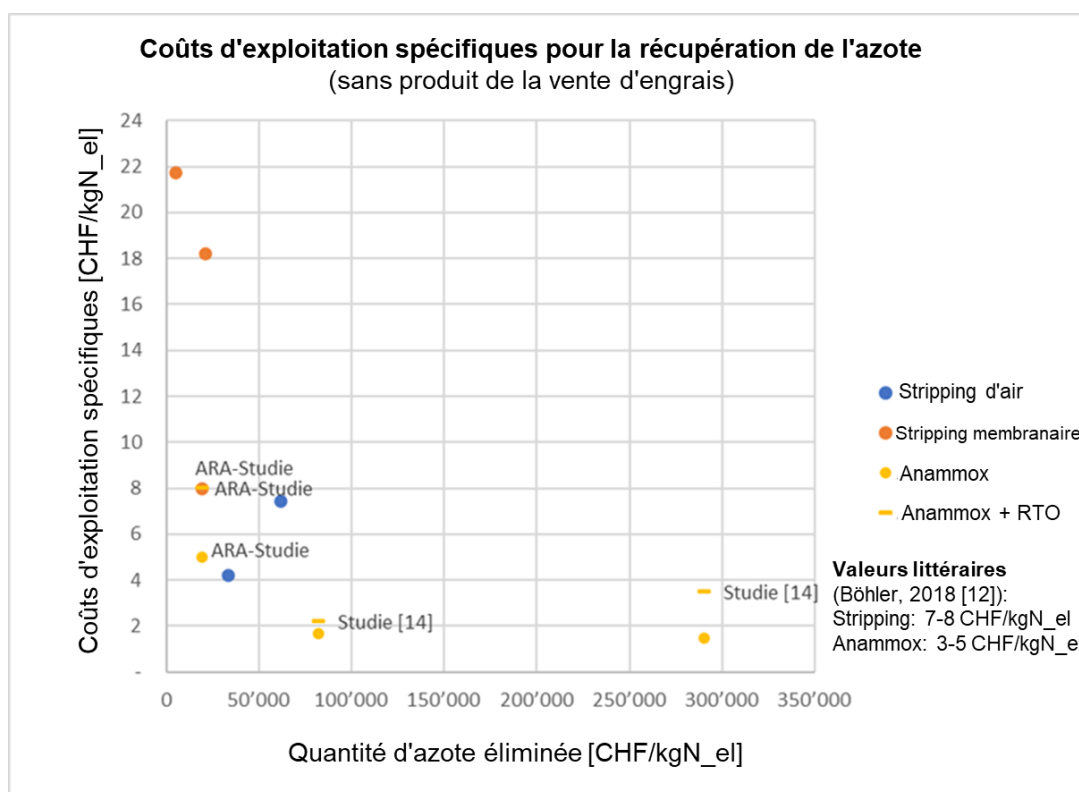


Figure 2 : Les coûts d'exploitation spécifiques présentés sont exprimés en CHF par kilogramme de N éliminé. La figure montre les coûts d'exploitation spécifiques (sans le produit de la vente d'engrais) pour six exemples d'installations en Suisse et en Allemagne, ainsi que pour une étude d'une installation suisse (voir «ARA-Studie») et une autre référence [12]. Le produit de la vente de l'engrais se situait dans une fourchette de 0,5 à 1 CHF/kgN pour les installations considérées. Les données relatives à la RTO se basent sur une étude de la STEP de Berne [14]. D'éventuelles compensations versées par KliK n'ont pas été prises en compte (voir chapitre 5.1.3 pour plus d'informations).

Les coûts d'exploitation relevés pour le stripping par membrane ont tendance à être plus élevés que les coûts d'exploitation relevés pour les installations Anammox. Cela vaut aussi bien

pour les installations Anammox avec et sans traitement d'air RTO. L'effet d'échelle doit cependant être pris en compte : cela signifie que les coûts d'exploitation des grandes installations sont plus bas que ceux des petites installations. Avec les données présentées, il n'est cependant pas clair dans quelle mesure les différences de coûts sont dues à la taille de l'installation. Les coûts d'exploitation de l'installation à membrane de l'étude STEP (désignée par "ARA-Studie" dans le graphique) sont beaucoup plus bas que ceux des installations en service. Cela s'explique par le fait que l'étude se base sur les données des fabricants et que les deux installations à membrane prises comme exemple ont été exploitées avec certaines limitations, comme mentionné plus haut.

5.1.2 Coûts d'investissement spécifiques

Les coûts d'investissement spécifiques sont présentés dans la Figure 3. Les coûts d'investissement dépendent de la date de construction de l'installation, de sa taille et de la manière dont elle a été intégrée à la STEP existante (par exemple l'utilisation de bâtiments existants). Les coûts d'investissement pour les différents procédés varient entre 20 et 280 CHF/(kgN/an). Aucun procédé n'est sensiblement plus cher ou moins cher que les autres. La comparaison pour une installation spécifique doit toutefois être considérée au cas par cas.

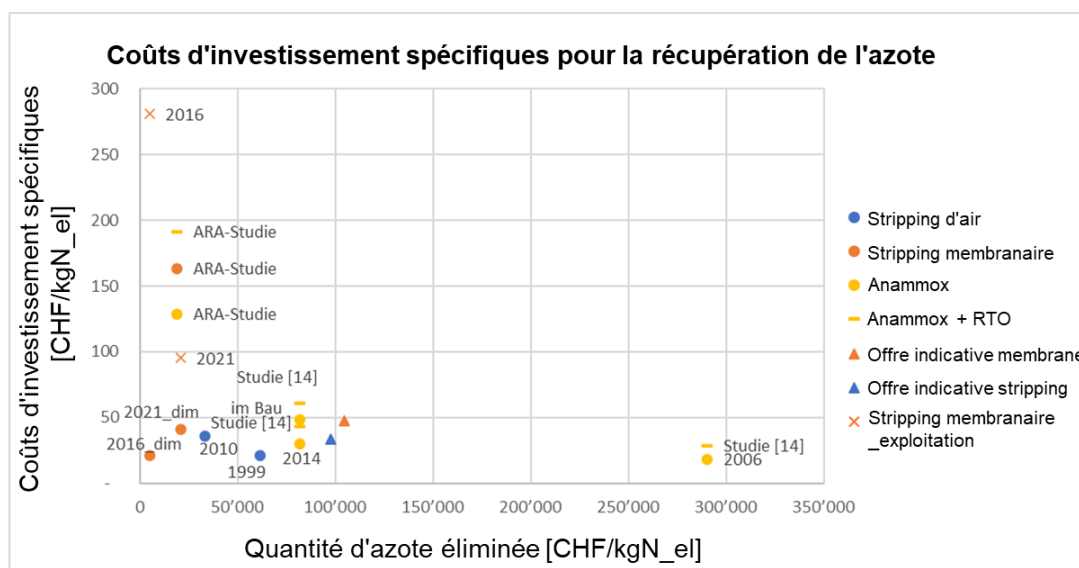


Figure 3 : Les coûts d'investissement spécifiques représentés sont exprimés en CHF par kilogramme d'N éliminé par an. La figure montre les coûts d'investissement spécifiques pour sept exemples d'installations en Suisse et en Allemagne, ainsi que pour une étude d'une installation suisse (sur la base d'offres indicatives; voir «Studie ARA»). Les données relatives à la RTO se basent sur une étude de la STEP de Berne [14]. Par ailleurs, les points de données des installations exemplaires sont étiquetés avec l'année de mise en service. Comme les deux installations à membranes exemplaires se trouvaient en phase d'optimisation pendant la période considérée, respectivement avaient des problèmes d'exploitation, deux coûts spécifiques ont été calculés : d'une part, par rapport à la quantité dimensionnée (voir "_dim" ; symbole de point de données : cercle) et d'autre part, pour la quantité actuellement éliminée (voir "Année de mise en service" ; symbole de point de données : croix). Pour les coûts annuels, les coûts d'investissement sont capitalisés avec un taux d'intérêt de 2% et des durées d'amortissement standardisées (selon la recommandation VSA 2018; [23]) : 50 ans pour la construction, 15 ans pour l'équipement électromécanique et 10 ans pour l'EMSRT, voir figure 4. D'éventuelles compensations versées par KLiK n'ont pas été prises en compte (voir chapitre 5.1.3 pour plus d'informations).

Les coûts d'investissement pour l'installation membranaire de l'étude STEP sont nettement plus élevés que ceux de l'installation exemple de taille comparable. Cela s'explique notamment par le fait que l'étude a intégré la construction d'un bâtiment supplémentaire et a également pris en compte le renchérissement. De plus, l'installation modèle n'a pas fonctionné à

pleine capacité pendant la période considérée (voir ci-dessus). C'est pourquoi les coûts d'investissement spécifiques ont été calculés non seulement en fonction du débit réel (point orange sur la Figure 3), mais aussi en fonction du débit de dimensionnement (croix orange sur la Figure 3). Comme le débit de dimensionnement ne sera pas atteint, même en cas d'exploitation optimale, les coûts d'investissement spécifiques se situeront à moyen terme entre ces deux points de données.

5.1.3 Coûts annuels spécifiques

Les coûts annuels spécifiques sont présentés dans la Figure 4. Ils ont été calculés à partir des coûts d'exploitation et d'investissement spécifiques présentés ci-dessus, avec un taux d'intérêt de 2% et les durées d'amortissement suivantes (selon la recommandation VSA 2018; [23]) : 50 ans pour la construction, 15 ans pour l'équipement électromécanique et 10 ans pour l'EMSRT.

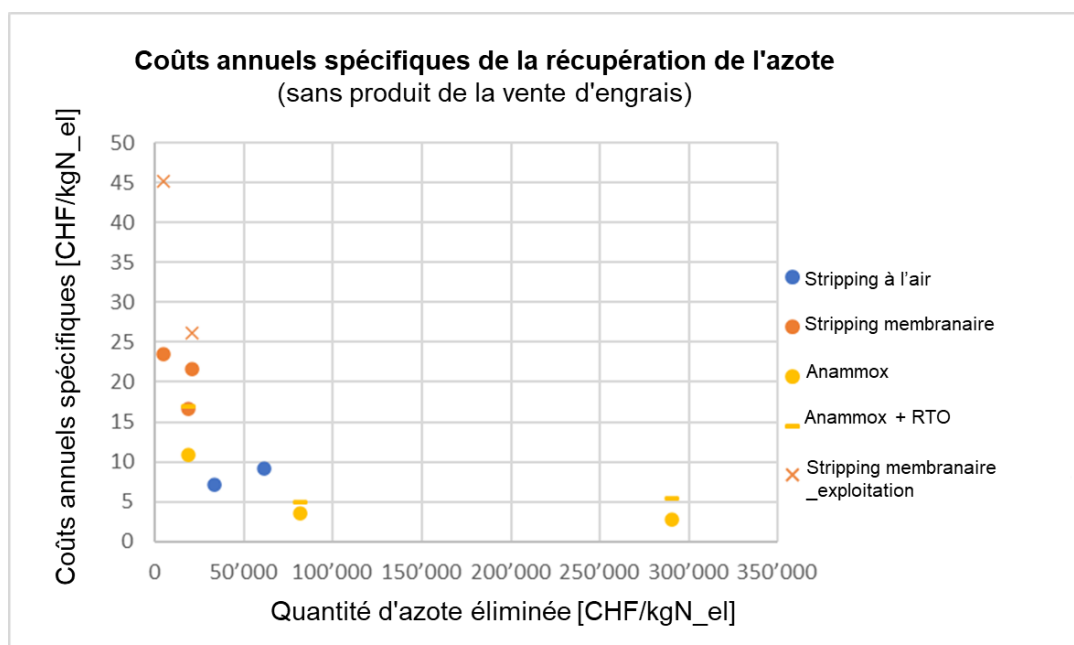


Figure 4 : Les coûts annuels spécifiques présentés sont exprimés en CHF par kilogramme d'azote éliminé. La figure montre les coûts annuels spécifiques (sans le produit de la vente d'engrais) pour six exemples d'installations en Suisse et en Allemagne, ainsi que ceux d'une étude pour une installation suisse. Le produit de la vente de l'engrais se situait dans une fourchette de 0,5 à 1 CHF/kgN pour les installations considérées. Les données relatives à la RTO se basent sur une étude de la STEP de Berne [14]. Comme les deux installations à membranes exemplaires se trouvaient dans la phase d'optimisation pendant la période considérée, respectivement avaient des problèmes d'exploitation, deux coûts spécifiques ont été calculés : d'une part, par rapport à la quantité dimensionnée (voir "_dim" ; symbole du point de données : cercle) et d'autre part, pour la quantité actuellement éliminée (voir "année de mise en service" ; symbole du point de données : croix). D'éventuelles compensations versées par KliK n'ont pas été prises en compte (voir chapitre 5.1.3 pour plus d'informations).

Les coûts annuels spécifiques calculés dépendent fortement de la quantité d'azote éliminée et se situent entre 3 et 45 CHF par kilogramme d'azote éliminé ou par kilogramme d'engrais azoté produit. Les coûts annuels spécifiques pour l'installation à membrane ont tendance à être plus élevés que pour les autres procédés considérés. Mais il y a aussi un point de données où l'installation membranaire est comparable à une installation Anammox avec RTO.

En comparaison avec le prix des engrais, la situation est la suivante :

Le prix de vente actuel du sulfate d'ammonium - en cas de remise directe à l'agriculture - est

d'environ 1 CHF par kilogramme d'azote.

Le prix d'achat du sulfate d'ammonium produit industriellement pour les fournisseurs d'engrais est actuellement d'environ 0,35 CHF par kilogramme d'engrais azoté.

La différence entre le prix d'achat (0,35 CHF par kilogramme d'engrais N) et le prix de vente à l'agriculture (1 CHF par kilogramme d'engrais N) s'explique par les frais de transport et de stockage (l'engrais est principalement épandu entre le printemps et l'été) et par une marge (entretien téléphonique avec un fournisseur d'engrais, 21.6.24).

Ces dernières années, les STEP disposant d'installations de récupération de l'azote ont obtenu pour leur engrais un prix compris entre 0,5 et 1 CHF par kilogramme d'azote.

En comparaison avec les coûts annuels, on observe la situation suivante : les coûts annuels se situent entre 3 et 45 CHF par kilogramme d'engrais N produit. Le prix des engrais ne couvre donc pas les coûts annuels. Pour que la production couvre les coûts, la STEP devrait obtenir un prix 3 à 100 fois supérieur que le prix actuel.

D'autres optimisations d'exploitation permettraient de réduire les coûts d'exploitation (p.ex. par une consommation réduite de soude). Actuellement, il est difficile d'estimer si de futures optimisations d'exploitation permettraient de couvrir les coûts de production. De nos jours, les STEP sont dépendants des fonds de compensation KliK pour couvrir les frais annuels.

5.2 ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

5.2.1 Limites du système choisies et émissions considérées

La comparaison des émissions de gaz à effet de serre présentée dans ce chapitre ne porte que sur la phase d'exploitation. Cela signifie que la fabrication des réactifs est prise en compte. En revanche, la construction et l'élimination de l'installation, ainsi que les transports, n'ont pas été inclus. On suppose que ceux-ci sont comparables pour les variantes considérées.

Pour l'électricité et la chaleur, l'ensemble du cycle de vie est pris en compte, c'est-à-dire que le mode de production est inclus. Les émissions directes de CO₂ provenant des processus biologiques de la STEP (Anammox, biologie, etc.) n'ont pas été prises en compte. On suppose que les émissions de CO₂ provenant de l'étape de traitement biologique sont comparables et les émissions directes de CO₂ provenant des traitements des eaux putrides ne sont pas significatives.

Les émissions suivantes ont été prises en compte :

- **Gaz hilarant** : les émissions de gaz hilarant se basent sur des chiffres clés, car il n'existe que très peu de valeurs mesurées (voir encadré 2). Dans la comparaison directe entre le stripping et la production industrielle d'engrais, les émissions de gaz hilarant n'ont pas été prises en compte. Dans la comparaison entre le stripping et les procédés biologiques, les émissions de gaz hilarant ont toutefois été prises en compte. Un scénario avec des émissions faibles et un scénario avec des émissions élevées ont été considérés :
 - Gaz hilarant issu de la biologie : 3% ou 0,5% par rapport à la charge d'azote en entrée de STEP, selon [11]. Les émissions totales de l'étape biologique n'ont pas été prises en compte, mais uniquement les émissions dues au dosage des

eaux putrides dans la biologie⁹.

- Gaz hilarant issu de l'installation Anammox : 4% ou 0,5% par rapport à la charge d'azote traitée dans les eaux putrides, selon [10].

Pour le traitement des eaux putrides, un taux d'élimination de l'azote de 85 % a été retenu (données d'exemples d'installations). Le taux d'élimination de N_2O-N dans l'installation RTO a été fixé à 90% [14].

- **Production d'azote** : le sulfate d'ammonium produit à la STEP est généralement utilisé comme engrais et est donc comparé aux trois composés azotés suivants produits industriellement :
 - **L'ammoniac** est le produit du procédé Haber-Bosch, le procédé industriel de production d'azote le plus répandu. Pour l'utiliser comme engrais, un traitement supplémentaire serait nécessaire.
 - **Le nitrate d'ammonium** est l'engrais liquide minéral le plus utilisé en Suisse.
 - **Le sulfate d'ammonium** peut également être produit industriellement au lieu d'une production à la STEP.

Les facteurs d'émission pour les composés azotés produits par l'industrie proviennent de la base de données Ecoinvent 3.10 [15]. Le modèle de système appelé cut-off, la méthode IPCC pour la détermination du potentiel de gaz à effet de serre et l'Europe comme région de production ont été utilisés.

- **Électricité** : le calculateur de mix électrique de Treeze a été utilisé pour calculer les émissions liées à la production de l'électricité nécessaire [16]. Trois mix électriques différents ont été pris en compte (mix de consommation CH 2018, 100% photovoltaïque, 100% biogaz). Pour les besoins en électricité de la biologie conventionnelle, des chiffres clés ont été utilisés [18]. Pour les besoins spécifiques en électricité dans l'étape principale de la STEP (par rapport aux kg d'azote éliminés), on est parti d'une élimination moyenne de 50% de l'azote dans les STEP suisses (selon le webinaire du VSA du 28.8.23).
- **Chaleur** : les installations de stripping et de RTO nécessitent de la chaleur supplémentaire. Pour les installations de stripping, il a été supposé que les besoins en chaleur pouvaient être entièrement couverts par la chaleur résiduelle des centrales de cogénération. Les émissions de gaz à effet de serre pour la production de chaleur ont été calculées avec le calculateur Treeze [17] et sont dans ce cas très faibles. Pour l'installation RTO, le niveau de température nécessaire est beaucoup plus élevé que pour les installations de stripping (980°C contre 45-60°C). Cette chaleur peut être couverte par la combustion de gaz d'épuration traité ou par du gaz naturel. Selon [26], il a été supposé que les besoins en chaleur seraient couverts par la combustion de gaz naturel. Cela tient compte du fait que même si du biogaz traité est utilisé, celui-ci manque dans le réseau de gaz et doit être remplacé par du gaz naturel (émissions dites de fuite).
- **Réactifs** : les facteurs d'émission pour la fabrication des réactifs (soude caustique, acide sulfurique, acide citrique, acide chlorhydrique) proviennent également de la base de données Ecoinvent 3.10 [15]. Ici aussi, le modèle de système cut-off, la méthode IPCC pour

⁹ Concrètement, si 1 000 kg d'azote sont renvoyés de la digestion vers la biologie, 30 ou resp. 5 kg de N_2O-N sont produits selon le scénario. Si un stripping est mis en œuvre, seuls 150 kg N retournent à la biologie (85% d'élimination de N dans le stripping), ce qui signifie que seuls 5 ou resp. 0,75 kg N_2O-N sont produits. Il s'agit d'une approche simplifiée de la production de gaz hilarant, mais elle est jugée pertinente pour la plage de données en question.

la détermination du potentiel de gaz à effet de serre et l'Europe comme région de fabrication ont été utilisés.

Encadré 2 : Le gaz hilarant (N₂O) domine le bilan des gaz à effet de serre des STEP

Le N₂O est un gaz à effet de serre environ 273 fois plus puissant que le CO₂ et participe en outre à la destruction de la couche d'ozone stratosphérique [24]. Les STEP représentent environ 20% des émissions totales de N₂O en Suisse. Cela représente un peu plus de 1% des émissions totales de gaz à effet de serre en Suisse [11]. La quantité de N₂O produite par une STEP dépend fortement de sa capacité à éliminer l'azote des eaux usées. Cela signifie que les émissions de N₂O sont faibles si la STEP élimine en même temps beaucoup d'azote et contient le moins possible de nitrites dans les eaux usées épurées. Si les STEP augmentent leur taux d'élimination de l'azote, leurs émissions de N₂O diminueront automatiquement.

Le traitement des eaux putrides dans l'étape biologique principale de la STEP peut avoir un effet important sur les émissions de N₂O. Des mesures indiquent que le niveau de charge de la STEP influence la formation de gaz hilarant. De plus, le dosage d'eaux putrides dans l'étape principale de la STEP pendant le minimum nocturne, entre autres, augmentent les émissions de gaz hilarant [11]. Les émissions de N₂O augmentent moins fortement lorsque la STEP dispose de réserves de capacité suffisantes ou lorsque le dosage des eaux putrides est adapté à la disponibilité du carbone. Un traitement séparé des eaux putrides (aussi bien par un stripping qu'au moyen d'un processus Anammox) permettrait de réduire les émissions de N₂O provenant de l'étape principale de la STEP [9].

5.2.2 Émissions de gaz à effet de serre lors du stripping par rapport à la production industrielle d'engrais

La comparaison suivante oppose les procédés de stripping et la production industrielle d'engrais. Il ne s'agit que de la production d'engrais azotés. La réduction de la charge d'azote à l'entrée de la STEP, obtenue par stripping, n'est pas prise en compte.

Selon la Figure 5, les émissions de gaz à effet de serre liées à la fabrication des réactifs dominant pour le stripping. La soude caustique, en particulier, pèse fortement dans la balance. Dans le cas du stripping membranaire, les émissions calculées ont tendance à être plus élevées que dans le cas du stripping à l'air, car le stripping par membrane est effectué à des températures plus basses et nécessite donc plus de soude.

Les émissions de gaz à effet de serre du stripping membranaire sont supérieures à celles qui résultent de la production d'engrais azoté au moyen de processus industriels. Selon les données actuelles, le stripping de l'azote serait moins bon que la production industrielle en termes d'émissions en équivalent CO₂. Pour le stripping à l'air, les émissions sont similaires à celles de la production industrielle d'engrais. Si la comparaison est faite avec le sulfate d'ammonium produit industriellement, l'une des deux installations de stripping à l'air étudiées a des émissions d'équivalents CO₂ plus faibles.

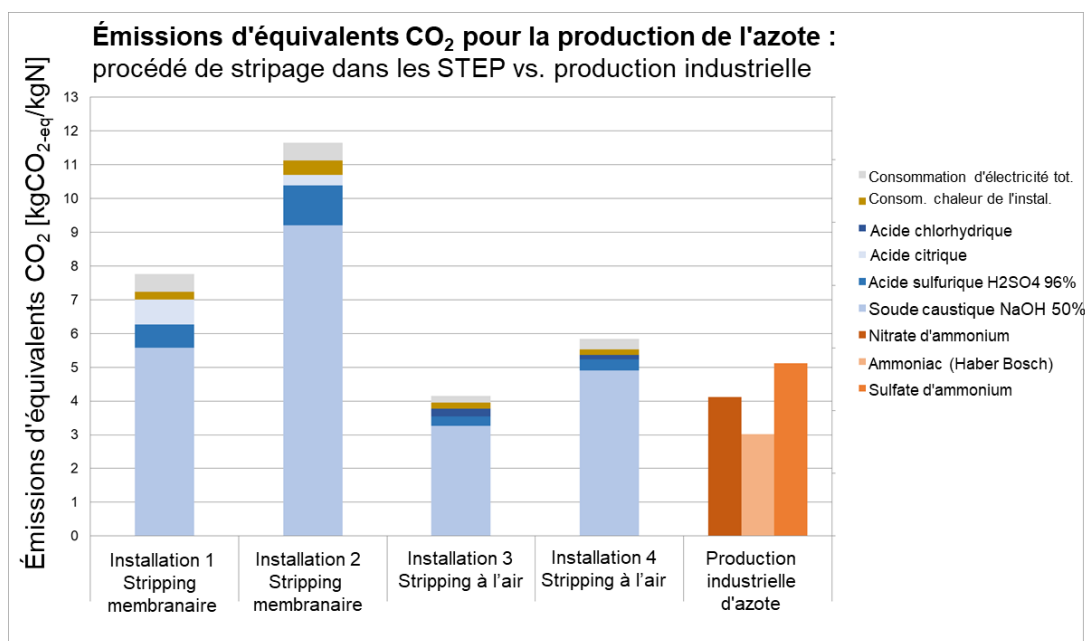


Figure 5 : Émissions de gaz à effet de serre des quatre exemples d'installations membranaires et de stripping à l'air considérés. A titre de comparaison, les émissions de gaz à effet de serre de la production d'azote par des procédés industriels sont représentées.

Remarque sur les facteurs d'émission :

Comme mentionné plus haut, les facteurs d'émission utilisés ici proviennent de la base de données Ecoinvent 3.10 [15]. Il convient de noter que ces facteurs d'émission peuvent varier. Ils dépendent du lieu de production, de la technologie utilisée, de la limite du système mais aussi de la méthode d'analyse du cycle de vie utilisée. Par exemple, les émissions de gaz à effet de serre pour la production de soude caustique varient en fonction de la production dans la fourchette suivante :

- 0,09 kg CO₂-eq/kg NaOH 50% [20]
- 0,34 kg CO₂-eq/kg NaOH 50% (production exclusivement avec de l'électricité hydraulique au Canada) [22]
- jusqu'à 1,12 kg de CO₂-eq/kg de NaOH 50% [21]

La valeur de 0,89 kg CO₂-eq/kg NaOH 50% utilisée dans cette étude provient de la base de données Ecoinvent 3.10 et se base sur une étude de l'UE [15]. Cette étude a pris en compte 68 installations de production en Europe, qui produisent ensemble environ 96% de la quantité de soude caustique fabriquée en Europe. Cette valeur est donc considérée comme très robuste et fiable.

Si l'on suppose qu'à l'avenir, davantage d'énergie durable sera disponible pour la production de produits chimiques, cela aura une influence sur les facteurs d'émission. La comparaison effectuée ici devrait donc être répétée dans quelques années pour tous les produits chimiques et types d'engrais utilisés afin de tenir compte de cette nouvelle situation de départ.

5.2.3 Émissions de gaz à effet de serre du stripping par rapport aux processus biologiques d'élimination de l'azote (étape principale de la STEP, processus Anammox)

Pour les procédés d'élimination biologique de l'azote (étape principale de la STEP, procédé Anammox), les émissions de N₂O représentent les émissions de gaz à effet de serre déterminantes (voir encadré 2).

Les émissions de N_2O des installations Anammox se situent dans une fourchette de 0,5% à 4% par rapport à l'azote éliminé. C'est ce qu'a montré une étude qui a examiné les émissions de N_2O de 12 installations Anammox en Suisse au moyen d'échantillons ponctuels [10]. Les émissions de N_2O des installations Anammox peuvent être réduites d'environ 90% grâce au RTO. Le traitement des effluents gazeux par RTO a été étudié sur une STEP suisse [14]. Ces données ont été intégrées dans la présente étude.

Le facteur d'émission N_2O du traitement biologie impacte fortement la comparaison des différents procédés considérés. De ce fait la comparaison comprend un scénario avec de fortes émissions de N_2O (étape principale de la STEP : 3% ; procédé Anammox : 4%) et un scénario avec de faibles émissions de N_2O (étape principale de la STEP : 0,5%; procédé Anammox : 0,5%).

La deuxième source dominante de gaz à effet de serre dans les procédés biologiques est la production d'engrais azotés par un processus industriel. Celle-ci a été ajoutée aux procédés biologiques pour la comparaison avec le stripping.

La comparaison des émissions de gaz à effet de serre entre le stripping et les procédés d'élimination biologique de l'azote se résume de la façon suivante :

- Des émissions élevées de N_2O (3% et 4% respectivement) des procédés d'élimination biologique de l'azote font que ces procédés ont des émissions de gaz à effet de serre plus élevées que les installations de stripping (voir Figure 6). Si l'on suppose qu'une RTO est installée, la consommation de produits chimiques du stripping devient déterminante : comme celle-ci est plus faible pour le stripping à l'air que pour le stripping par membrane, ce dernier a tendance à être plus élevé que le procédé Anammox, tandis que le stripping à l'air a tendance à être plus faible.
- De faibles émissions de N_2O (0,5%) des procédés d'élimination biologique de l'azote réduisent nettement leurs émissions de gaz à effet de serre (voir Figure 7). Le procédé Anammox avec RTO et le stripping à l'air émettent le moins de gaz à effet de serre. Le stripping membranaire entraîne, selon la consommation de produits chimiques, des émissions à peu près équivalentes ou légèrement supérieures à celles du recyclage biologique.

On suppose que les émissions de N_2O correspondent à moyen terme au scénario avec de faibles émissions, car les STEP devront augmenter leur élimination de N dans le cadre de la mise en œuvre de la motion 20.4261 (réduction des apports d'azote provenant des STEP). Cela entraînera également une nette diminution des émissions de N_2O . Dans certaines STEP, cela se fait à l'aide d'un traitement séparé des eaux putrides (p. ex. stripping, procédé Anammox). On peut en outre s'attendre à ce qu'à l'avenir, davantage d'installations Anammox disposent d'un traitement de l'air sortant afin de réduire leurs émissions de N_2O .

Les émissions de gaz à effet de serre causées par la production d'électricité et de chaleur ne jouent qu'un rôle secondaire par rapport aux émissions totales de gaz à effet de serre. Les calculs ont été effectués avec un mix d'électricité typiquement suisse. En Suisse, l'origine de l'électricité n'a pas d'influence significative sur la comparaison, car une part importante provient d'une production renouvelable et pauvre en CO_2 .

Comparaison avec d'autres études

La Haute École d'Aachen a réalisé une analyse comparative du cycle de vie du stripping et de la désammonification pour la station d'épuration de Straubing [19]. Les équivalents CO_2 calculés pour le stripping à l'air y sont nettement plus élevés que dans la présente étude, avec environ 11 kg d'équivalents CO_2 par kilogramme d'azote éliminé. Cela s'explique en grande partie par le fait que d'autres hypothèses ont été formulées concernant les émissions d'équivalents CO_2 pour la production de soude caustique. Le facteur utilisé ici se base -

comme mentionné ci-dessus - sur une étude portant sur 68 installations de production en Europe et est donc considéré comme fiable. Outre le facteur d'émission, d'autres différences apparaissent parce que la production d'électricité en Suisse entraîne une émission plus faible d'équivalents CO₂.

La Haute école spécialisée du Nord-Ouest de la Suisse a étudié, entre autres, les émissions en équivalents CO₂ de la STEP d'Altenrhein dans le cadre du projet NextGen [25]. Une comparaison directe avec les résultats présentés ici n'est pas possible en raison des conditions cadres différentes suivantes :

- Dans le projet NextGen, la réflexion a été menée sur l'ensemble de la STEP. Cela signifie p.ex. que les émissions de N₂O de l'ensemble de la biologie ont été considérées et non pas, comme dans la présente étude, uniquement les émissions de N₂O qui sont proportionnellement imputables aux eaux putrides (voir chapitre 5.2.1).
- Dans le projet NextGen, les émissions de N₂O étaient basées sur des valeurs mesurées. Pour la présente étude, les mêmes hypothèses concernant les émissions de N₂O ont été retenues pour toutes les installations considérées (voir plus haut dans ce chapitre).
- Les facteurs d'émission utilisés par le projet NextGen (p.ex. pour la soude) ne sont pas documentés dans le rapport.

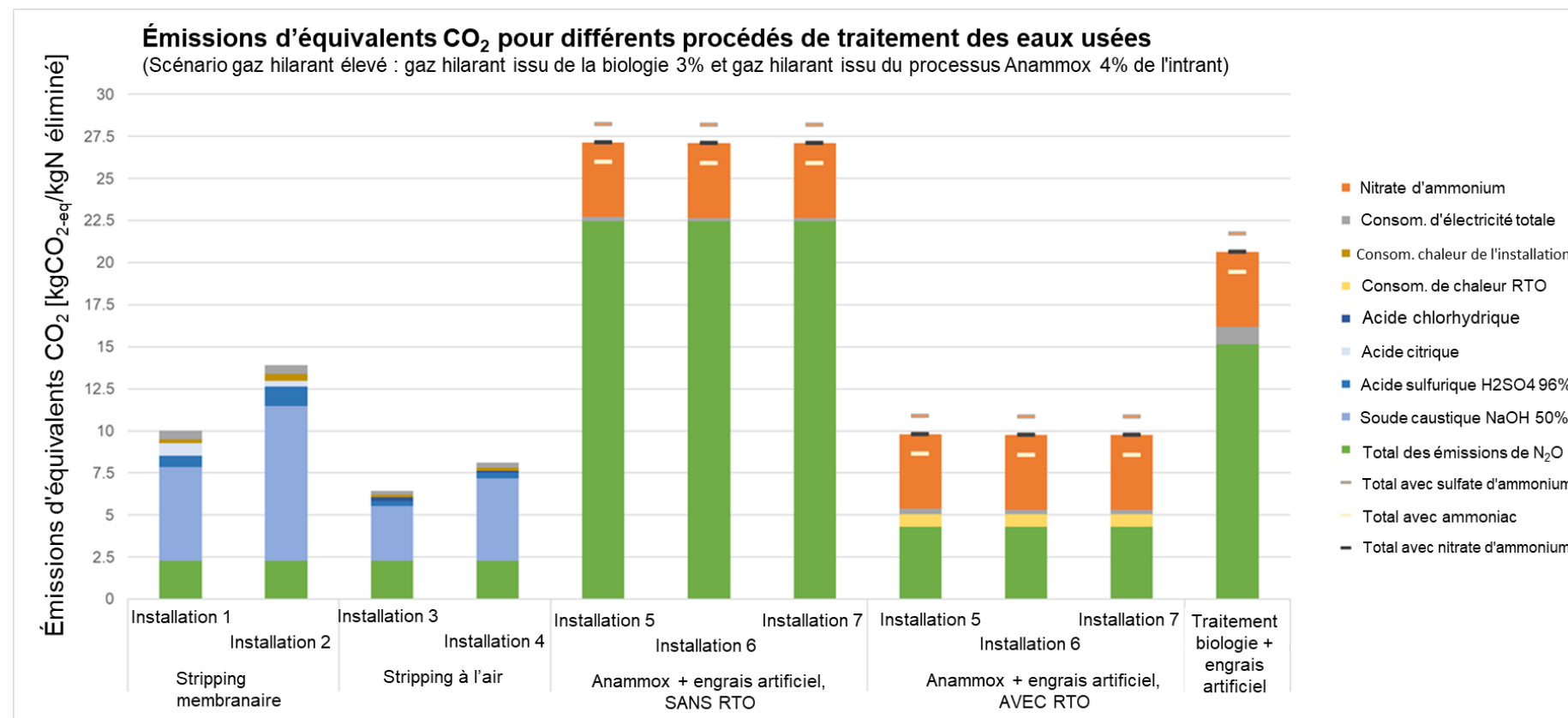


Figure 6 : Emissions de gaz à effet de serre (en équivalents CO₂ par N éliminé) des quatre exemples d'installations à membrane et de stripping à l'air considérés, des trois exemples d'installations Anammox et de l'étape principale de la STEP. Pour les procédés d'élimination biologique de l'azote (étape principale de la STEP, Anammox), on a supposé des émissions élevées de N₂O (3% ou 4%). Pour les installations Anammox, un scénario a été considéré dans lequel une RTO réduit les émissions de N₂O de 90% ("avec RTO"). Pour la production industrielle d'azote, 3 variantes ont été examinées : sulfate d'ammonium (analogue à l'engrais ARA), nitrate d'ammonium (engrais minéral liquide le plus courant en Suisse) et ammoniac (produit issu du procédé Haber-Bosch, pas directement utilisable comme engrais).

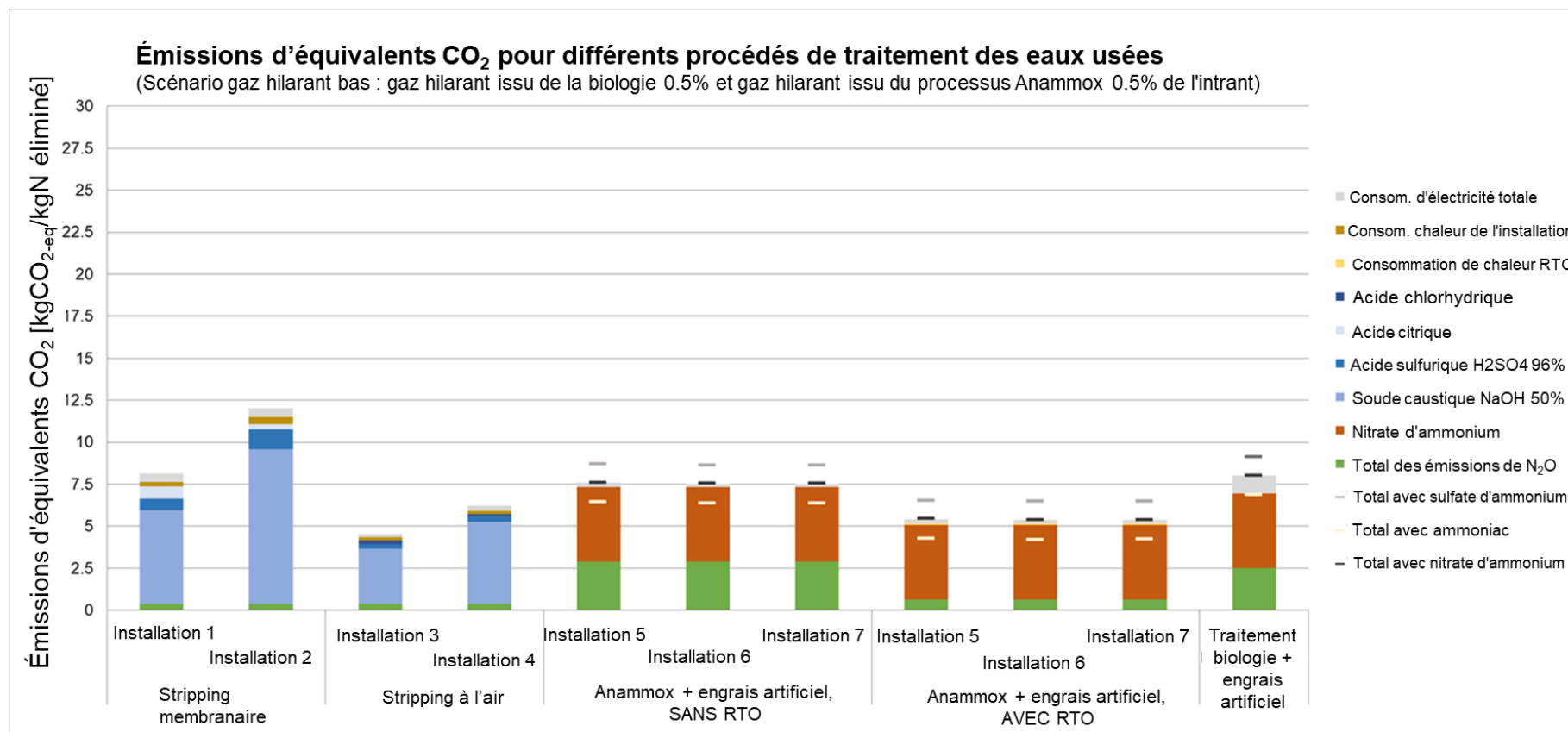


Figure 7 : Emissions de gaz à effet de serre (en équivalents CO₂ par N éliminé) des quatre exemples d'installations à membrane et de stripping à l'air considérés, des trois exemples d'installations Anammox et de l'étape principale de la STEP. Pour les procédés d'élimination biologique de l'azote (étape principale de la STEP, Anammox), les émissions de N₂O ont été supposées faibles (0,5%). Pour les installations Anammox, un scénario a été considéré dans lequel une RTO réduit les émissions de N₂O de 90% ("avec RTO"). Pour la production industrielle d'azote, 3 variantes ont été examinées : sulfate d'ammonium (analogue à l'engrais ARA), nitrate d'ammonium (engrais minéral liquide le plus courant en Suisse) et ammoniac (produit issu du procédé Haber-Bosch, pas directement utilisable comme engrais).

6 COMPARAISON QUALITATIVE ENTRE LE STRIPPING ET L'ANAMMOX

Pour les STEP qui réaliseront à l'avenir un traitement séparé des eaux putrides, une comparaison des procédés entre le stripping et l'Anammox s'impose. Ce chapitre en résume les principaux aspects. Certaines incertitudes subsistent actuellement sur les points suivants :

- Le stripping par membrane est un procédé jeune qui est encore en phase d'optimisation. Si la consommation de soude caustique pouvait être davantage réduite (par exemple grâce à des réactifs alternatifs), les émissions de gaz à effet de serre de ce procédé diminueraient également de manière significative.
- Il existe encore peu de données empiriques sur la durée de vie des membranes. On sait cependant que la STEP d'Yverdon-les-Bains utilise toujours les mêmes membranes depuis la mise en service du stripping membranaire en 2018.
- L'impact du traitement des eaux putrides dans l'étape principale de la STEP sur ses émissions de N₂O doit être mesuré au cas par cas.
- Il n'existe que peu d'expériences d'exploitation avec le processus Anammox en deux étapes. Il faut également d'autres mises en œuvre à grande échelle et des valeurs empiriques correspondantes avec le traitement RTO de l'air rejeté.

L'évaluation quantitative ci-dessous est basée sur les symboles suivants :

- +** Avantage par rapport à l'autre méthode
- Inconvénient par rapport à l'autre méthode
- 0** Les procédés sont équivalents

Il existe des critères pour lesquels les deux méthodes présentent des avantages et des inconvénients. Ces critères ont été évalués à +/-.

	Récupération de N par stripping air/membrane		Processus Anammox	
	Description	Évaluation	Description	Évaluation
Stabilité d'exploitation	Après des optimisations/adaptations initiales au démarrage (gestion des contraintes sur le matériau), le procédé peut être exploité de manière stable. Le contrôle du processus fonctionne grâce à la valeur du pH. Cela signifie qu'avec le contrôle/l'adaptation du pH, on dispose d'un réglage facile avec un effet immédiat sur l'exploitation. Ainsi, le procédé peut être	0	Un procédé avec un processus biologique. De ce fait, les possibilités d'influencer l'exploitation sont moins spécifiques en raison des interdépendances et le contrôle est plus exigeant. En cas de perte de biomasse, la reconstitution de la biomasse peut prendre du temps ou doit être complétée par la four-	0

	Récupération de N par stripping air/membrane		Processus Anammox	
	Description	Évaluation	Description	Évaluation
	facilement activé ou désactivé. La durée de vie des membranes/colonnes dépend de la sollicitation (encrassement des membranes, dépôts). Davantage d'expériences d'exploitation à grande échelle sont nécessaires.		niture de boues provenant d'autres installations. En passant d'un processus en une étape à un processus en deux étapes (nitritation et Anammox séparés spatialement), le processus devient beaucoup plus stable [14]. D'autres expériences d'exploitation à grande échelle sont nécessaires.	
Efficacité / performance	En cas de fonctionnement stable, les deux procédés sont performants. Les procédés atteignent des taux d'élimination de 70% à 90% (en fonction, entre autres, de la concentration de la solution de départ, de l'état des membranes/colonnes, de l'utilisation de produits chimiques, des matières solides dans la solution de départ, de l'activité Anammox, de comment l'installation est conçue).			
Frais annuels	Les coûts annuels du stripping ont tendance à être plus élevés que ceux de l'Anammox. Si l'Anammox est utilisé avec une RTO, les coûts sont comparables. Différentes sources de financement peuvent être utilisées pour couvrir les coûts annuels : Outre la vente de l'engrais, il est possible de demander des fonds de compensation KliK. Ceux-ci peuvent couvrir les coûts annuels dans des conditions d'exploitation optimales (taux d'utilisation élevé de l'installation, faible consommation de soude). Il existe également des fonds de compensation KliK pour la RTO. Ceux-ci couvrent les coûts annuels de la RTO elle-même, mais pas ceux de l'ensemble du procédé Anammox.			
Besoin en surface	L'espace nécessaire pour le stripping a tendance à être plus petit que pour un procédé Anammox. Les colonnes et les membranes peuvent être construites en hauteur. Cependant, la surface nécessaire dépend fortement de la manière dont l'installation de stripping est intégrée dans la STEP existante.	+/-0	La surface nécessaire pour une installation Anammox a tendance à être plus importante que pour une installation de stripping. Il s'est avéré qu'un fonctionnement Anammox à deux étapes est plus stable [14], ce qui nécessite au moins deux réacteurs.	-/0

	Récupération de N par stripping air/membrane		Processus Anammox	
	Description	Évaluation	Description	Évaluation
Références	Dans la région DACH, il existe moins de références pour l'exploitation d'installations de stripping que pour les installations Anammox. Il s'agit de technologies encore jeunes.	-	Il y a plus de références pour les installations Anammox que pour les installations de stripping dans la région DACH.	+
Émissions de gaz à effet de serre	En principe, les deux procédés peuvent conduire à une réduction des émissions d'équivalents CO ₂ par rapport à une réinjection des eaux putrides dans le flux principal de la biologie. C'est surtout le cas lorsque la biologie est saturée ou surchargée et que les émissions de N ₂ O sont donc élevées.			
	Les émissions de gaz à effet de serre déterminantes lors du stripping proviennent de la production de produits chimiques (en particulier la soude caustique). Si la consommation de soude caustique peut être réduite (p. ex. en augmentant la température de fonctionnement), les émissions de gaz à effet de serre diminuent. Les installations de stripping par membrane présentent une émission de gaz à effet de serre plus élevée que le stripping à l'air, en raison d'une consommation plus importante de produits chimiques.	0	Les émissions de gaz à effet de serre déterminantes dans le cas du procédé Anammox proviennent des émissions de N ₂ O. Si l'installation Anammox est exploitée avec un traitement RTO de l'air rejeté, les émissions de gaz à effet de serre diminuent fortement. Si l'installation Anammox fonctionne avec une RTO, les émissions de gaz à effet de serre sont comparables à celles du stripping à l'air.	0
Économie circulaire	Le stripping produit de l'engrais azoté. L'azote est ainsi maintenu localement dans le circuit. Ainsi, moins d'azote doit être importé en Suisse.	+	Le processus Anammox élimine l'azote des eaux putrides. Cet azote parvient dans l'atmosphère sous forme d'azote élémentaire (N ₂) et N ₂ O.	-

7 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les conclusions suivantes peuvent être tirées de la présente étude :

- La récupération de l'azote des eaux putrides est techniquement et opérationnellement réalisable. Elle est utilisée dans une dizaine de STEP dans l'espace DACH, dont deux STEP suisses. Elle s'effectue par stripping à l'air ou par membrane. Les procédés alternatifs sont soit moins efficaces, soit moins économiques, ou n'ont été testés qu'à l'échelle pilote.
- Les installations de stripping prennent peu de place et peuvent être facilement contrôlées par le biais de la valeur du pH. En revanche, les frais de personnel de la STEP augmentent (p. ex. pour le nettoyage périodique des installations), la consommation de produits chimiques (notamment la soude caustique) est élevée.
- Le potentiel de récupération dans les eaux usées se situe entre 2 500 et 5 000 tonnes d'azote par an pour la Suisse. Cela correspond à environ 5% à 10% des engrais minéraux importés. Contrairement au phosphore, l'azote n'est pas une ressource épuisable.
- Les coûts d'exploitation sont dominés par les produits chimiques nécessaires (en particulier la soude caustique). Les données collectées montrent que les coûts d'exploitation du stripping membranaire sont plus élevés, car il nécessite plus de soude caustique que le stripping à l'air. La vente de l'engrais STEP ne couvre pas les frais d'exploitation. Pour que la production à la STEP couvre ses coûts, le prix de vente devrait être - selon la taille de l'installation - environ 3 à 100 fois plus élevé que le prix payé actuellement. Cela signifie que du point de vue économique, la récupération de l'azote est actuellement inférieure au processus de production industriel. Pour couvrir les coûts annuels, les STEP sont tributaires des fonds de compensation de la Fondation KLiK¹⁰.
- Du point de vue de la protection du climat, la récupération de l'azote des eaux usées est actuellement, selon le procédé, comparable à la production industrielle d'engrais (stripping à l'air) ou inférieure à celle-ci (stripping par membrane). Dans le cas du stripping, c'est la consommation de soude caustique qui est déterminante.
- L'exploitation d'une installation de stripping est une alternative intéressante lorsque, d'une part, un traitement des eaux putrides est nécessaire mais que les procédés biologiques de dénitrification ne sont pas réalisables ou lorsque, d'autre part, une récupération locale est souhaitée d'un point de vue politique. Ce procédé convient surtout aux grandes STEP qui acceptent beaucoup de boues étrangères et/ou de co-substrats riches en azote.
- Une comparaison des procédés de stripping et l'Anammox montre que les coûts annuels du stripping ont tendance à être plus élevés que pour une installation Anammox. Si l'installation Anammox fonctionne avec une RTO, les émissions de gaz à effet de serre sont comparables à celles du stripping à l'air. Les émissions de gaz à effet de serre du stripping membranaire sont plus élevées, en raison de la consommation plus importante de produits chimiques.
- Il est probable que d'autres installations de stripping et des installations Anammox à deux étapes avec traitement RTO de l'air sortant s'implémentent dans les années à ve-

¹⁰ La condition préalable à la couverture des coûts annuels par KLiK est une économie substantielle de gaz hilarant et un fonctionnement optimal de l'installation de stripping : faible consommation de soude et taux d'utilisation élevé de l'installation de stripping.

nir. Ainsi, il y aura plus d'expérience d'exploitation et les données seront plus nombreuses. L'échange d'expériences entre les exploitant·e·s de telles installations devrait être valorisé - par exemple par le VSA - afin de soutenir dans le choix des procédés lors de nouvelles mises en œuvre. Il est recommandé de répéter la présente analyse dans 5 à 10 ans.

Zurich, août 2025

Cristina Fritzsche
Cheffe de projet
cristina.fritzsche@holinger.com
+41 44 288 81 16

Marlène Fretz
Cheffe de projet adjointe
marlene.fretz@holinger.com
+41 41 368 99 31

8 BIBLIOGRAPHIE

- [1] Bundesamt für Landwirtschaft (Zürich, 28.02.2022): Aktualisierung Stoffflussanalyse Stickstoff für das Jahr 2018 – Bericht.
- [2] Fenaco-LANDI (2023): Aus Agroline wird Landor. Ein Interview mit Jürg Friedli. [<https://www.ufarevue.ch/fenaco-landi/aus-agroline-wird-landor>], Seite besucht am 04.01.2023.
- [3] Schweizer Bauernverband (2022): Agristat Aktuell 06-22: Hof- und Recyclingdünger im HO-DUFLU: Anteile, Entwicklungen und Relationen.
- [4] Schweizer Bauernverband (2022): Agristat Aktuell 07-22: Dünger: Preis- und Importentwicklung in Zeiten der Unruhe.
- [5] Böhler (2012): Dünger aus Abwasser: Ammoniakstrippung mittels Luft zur Behandlung von Faulwasser und Urin auf der Kläranlage Kloten/Opfikon. Aqua & Gas N°1 2012
- [6] Ernst Basler + Partner (2015): Ressourceneffiziente ARA – Analyse von Potenzialen und Rahmenbedingungen zur Steigerung der Ressourcennutzung.
- [7] Abwasserverband Altenrhein (2022) Geschäftsbericht 2021
- [8] Van der Hoek et al. (2018): Nitrogen Recovery from Wastewater: Possibilities, Competition with Other Resources, and Adaptation Pathways, Sustainability (MDPI), 2018, 10, 4605
- [9] Böhler et al. (2022) Andere Entstickungsverfahren: Membranstripping, Kolonnen-Stripping. Fortbildungskurs Emmetten: Fokus Stickstoff, Treibhausgase und Energie. 21.- 22.6.2022, Kandersteg.
- [10] Dieziger et al. (2023) Lachgasemissionen aus Faulwasserbehandlungen. Beprobung und Einordnung 12 Schweizer Anlagen. Aqua & Gas N°3 2023
- [11] Gruber et al. (2022) Lachgasemissionen aus ARA – Reduktionsmassnahmen zeichnen sich ab. Aqua&Gas N°1, 2022
- [12] Böhler (2018) Rückgewinnung und Wiederverwendung von Stickstoff aus Abwasser. Eawag-Infotag, 11. September 2018
- [13] Das Schweizer Parlament (2025) 22.4436 | Bio-Ammoniak. Nichts wäre natürlicher | Geschäft | Das Schweizer Parlament. <https://www.parlament.ch/de/ratsbetrieb/suche-curia-vista/geschaeft?AffairId=20224436>
- [14] Kobler (2023) N₂O-Emissionen auf ARA: Abluftbehandlung mit Regenerativ-thermischer Oxidation. Präsentation im Rahmen des Infrawatt-Webinars vom 11.Mai 2023
- [15] Ecoinvent v3.10 Datenbank. <https://ecoinvent.org/ecoinvent-v3-10/>
- [16] Treeze, electricity calculator, Version 2022.1, basierend auf den KBOB-Ökobilanzdatenbestand 2009/1:2022, verfügbar unter: https://rechner.umweltchemie.ch/HTMLStrommix_22_de_v7/Oekobilanzrechner_Strommix_2022_deutsch_v7_UVEK2022.htm, abgerufen im Januar 2024.
- [17] Treeze, district heat calculator, basierend auf den KBOB-Ökobilanzdatenbestand 2009/1:2022, verfügbar unter: https://rechner.umweltchemie.ch/HTMLFernwaerme22_de_v4/Oekobilanzrechner_Fernwaerme_2022_deutsch_v4_UVEK2022.htm, abgerufen im Januar 2024.
- [18] BFE (2010) Energie in ARA. Leitfaden zur Energieoptimierung auf Abwasserreinigungsanlagen.

- [19] Ziegner et al (2024) Vergleichende Lebenszyklusanalyse von Strippung und Deammonifikation zur Prozesswasserbehandlung auf der Kläranlage Straubing. 11. Tagung zur Stickstoffrückbelastung Leipzig.
- [20] EPD International AB, Environmental Product Declaration for caustic soda lye 50%, verfügbar unter <https://www.environdec.com/library/epd12050> , abgerufen im April 2024
- [21] City of Winnipeg, Emission Factors, https://legacy.winnipeg.ca/finance/findata/matmgt/documents/2012/682-2012/682-2012_appendix_h-wstp_south_end_plant_process_selection_report/appendix%207.pdf , abgerufen im April 2024
- [22] Brinkmann T, Giner Santonja G, Schorcht F, Roudier S, Delgado Sancho L. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-alkali. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). EUR 26844. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2014. JRC91156, verfügbar unter: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC91156>
- [23] VSA (2018) Definition und Standardisierung von Kennzahlen für Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen in ARA. Empfehlung.
- [24] IPCC (2023) Sixth Assessment Report AR6, Global Warming Potential values, 2023, verfügbar unter: <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar6/>
- [25] Remy et al (2022) Environmental Life Cycle Assessment and risk analysis of NextGen demo case solutions. Deliverable D2.1. EU-Projekt, innovation program under grant agreement N°776541
- [26] Binggeli et al (2019) Reduktion von Lachgas-Emissionen in der biologischen Abwasserreinigung. Programm zur Emissionsverminderung in der Schweiz. Publikation des BAFU. https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/klima/klima-kop-bis-2016/0151%20Programm%20zur%20Reduktion%20von%20Lachgas-Emissionen%20in%20der%20Schweizer%20Landwirtschaft.pdf.download.pdf/0151_Programmbeschreibung_publik_170206.pdf
- [27] Liebisch et al. (2023) Stickstoff-Injektionsdüngung mit CULTAN. Agroscope Merkblatt Nr. 190 / 2023. Grundlagen zur Optimierung der N- und P-Kreisläufe.
- [28] BLW (2024) Agrarbericht 2024 – Flächennutzung. <https://www.agrarbericht.ch/de/produktion/pflanzliche-produktion/flaechennutzung>