

➤ Abatement des microorganismes par les différents procédés de traitements des produits et sous- produits de l'assainissement

Aline Meunier, Sophie Guillaume Ruty, Sophie Besnault, Mélodie
Boissel, Rémi Lombard Latune

► Auteurs

Aline Meunier : Ingénieure d'Etude, Unité de Recherche REVERSAAL (réduire, réutiliser et valoriser les ressources des eaux résiduaires), INRAE

Sophie Guillaume Ruty : Ingénieure d'Etude, UR REVERSAAL, INRAE

Sophie Besnault : Ingénieure de Recherche, UR REVERSAAL, INRAE

Mélanie Boissel : Responsable du pôle Production de Connaissances du Programme Solidarité Eau

Rémi Lombard-Latune : Ingénieur de Recherche (PhD), UR REVERSAAL, INRAE

Auteur correspondant : remi.lombard-latune@inrae.fr

► Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'**Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse** pour son soutien financier.

Nos remerciements vont également aux collègues qui nous ont aidés à structurer et enrichir cette synthèse :

Christophe Le Jallé (pS-Eau)

Laila Mandi (CNEREE, Université Cadi Ayyad, Marrakech)

Elhadji Mamadou Sonko (ISE, Université Cheikh Anta Diop, Dakar)

Antonin Azais (UR REVERSAAL, INRAE)

Table des matières

Table des abréviations	6
Introduction	7
1. Caractérisation sanitaire des produits et sous-produits de l'assainissement	9
1.1. Présentation des différents pathogènes	10
1.4.2 Les bactéries	11
1.4.3 Les protozoaires	12
1.4.4 Les helminthes	13
1.4.5 Les virus	14
1.4.6 Facteurs de pathogénicité des microorganismes	15
1.4.7 Conclusion	17
1.2. Présentation et limites des indicateurs de présence des germes pathogènes	17
1.4.8 Indicateur de présence pour les virus	18
1.4.9 Indicateurs de présence pour les bactéries	18
1.4.10 Indicateurs de présence des protozoaires	19
1.4.11 Les helminthes : un indicateur par comptage direct	20
1.4.12 Conclusion	20
1.3. Caractéristiques sanitaires des produits et sous-produits de l'assainissement	21
1.4.13 Les produits avant traitement	22
1.3.1.1. Les fèces	22
1.3.1.2. Les eaux usées brutes	23
1.3.1.3. Les eaux grises	23
1.3.1.4. L'urine pure et l'urine contaminée	24
1.4.14 Les sous-produits de l'assainissement	25
1.3.1.5. Les boues d'épuration	25
1.3.1.6. Les matières de vidanges	26
1.5 Conclusion	26
2. Présentation des différents mécanismes intervenants dans l'abattement des microorganismes	28
2.1 Mécanismes physiques	28
2.1.1. Rétenion stérique	28
2.1.2. Absorption	29
2.1.3. Adsorption	29
2.1.4. Décantation / Sédimentation	29
2.1.5. Température	29
2.1.6. Déshydratation / Dessiccation	30
2.1.7. Irradiation UV	31
2.2 Mécanismes chimiques	31
2.2.2 Coagulation-floculation	31
2.2.3 Oxydation	31
2.2.4 Alcalinisation / Acidification (pH)	32
2.2.5 Anoxie	32
2.3 Mécanismes biologiques	32
2.3.2 Compétition	33
2.3.3 Prédation	33
2.3.4 Antagonisme	33
2.3.5 Parasitisme	33
2.4 Conclusion	33
3. Les procédés de traitement collectifs des eaux usées	34
3.1 La pollution dans les eaux usées	34

3.2	Le traitement des eaux usées	35
3.3	Traitement primaire	36
3.3.1	Traitement primaire classique : Décanteur/ Ouvrage de sédimentation primaire	36
3.3.2	Traitement primaire amélioré : Coagulation/floculation	38
3.3.3	Conclusions sur les traitements primaires	40
3.4	Traitement secondaire	41
3.4.2	Lagunage	41
3.4.3	Les filtres plantés de végétaux	46
3.4.4	Les boues activées	49
3.4.5	Conclusions sur le traitement secondaire des eaux usées	53
3.5	Traitements tertiaires	53
3.5.2	Lagune de maturation	54
3.5.3	Filtration lente sur sable ou autre matériau filtrant	57
3.5.4	Photolyse UV	59
3.5.5	Chloration	61
3.5.6	Ozonation	63
3.5.7	Filtration membranaire	65
3.5.8	Conclusion sur le traitement tertiaire	68
3.6	Conclusion sur le traitement des eaux usées	68
4.	Procédés de traitement centralisé des boues d'épuration et matières de vidange	72
4.1	Les procédés de déshydratation / épaissement	72
4.1.2	Bassin de sédimentation - épaissement	73
4.1.3	Déshydratation mécanique	74
4.1.4	Lits de séchage non plantés	75
4.1.5	Lits de séchage plantés	77
4.2	Procédés de stabilisation des boues et MV	78
4.2.1	Digesteur anaérobie	78
4.2.2	Stabilisation à la chaux : Traitement alcalin	80
4.3	Traitement additionnel d'hygiénisation	81
4.3.1	Stockage prolongé	82
4.3.2	Compostage et co-compostage	84
4.3.3	Vermi-compostage	86
4.3.4	Traitement à l'ammoniac (technologie émergente)	88
4.3.5	Séchage thermique	90
4.3.6	Pyrolyse lente	90
4.3.7	Incinération	91
4.4	Conclusion sur les procédés de traitement des boues et matières de vidange	92
5.	Procédé de collecte et traitement des excréments à la parcelle (individuel)	93
5.1	Traitements par stockage long	93
6.4.2	Latrine à double fosse	93
6.4.3	Chambres de déshydratation/ toilettes sèches double fosse à déviation d'urine	95
6.4.4	Double fosse pour toilettes à chasse manuelle	96
6.4.5	Conclusions sur les procédés de traitement par stockage long	96
6.5	Les toilettes à compost avec stockage et compostage sur site	98
7.	Procédés de traitement des urines contaminées	101
7.1	Stockage des urines	101
7.2	Acidification de l'urine fraîche	103
7.3	Acidification de l'urine hydrolysée	103
7.4	Alcalinisation de l'urine fraîche	104
7.5	Dessiccation alcaline de l'urine	105
7.6	Nitrification - distillation – filtration sur charbon actif	105
7.7	Précipitation du phosphore (struvite)	106

7.8 Conclusion	107
Table des figures	108
Table des tableaux	109
Références	111

Table des abréviations

BSTEU : Bassins de Stockage et de Traitement des Eaux Usées
BRM : Bioreacteur à membrane
CT : Temps de Contact
DALY : Disability Adjusted Life Years
DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène à 5 j
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DMI : Dose Minimale Infectieuse
E .coli : *Escherichia Coli*
EH : Equivalent Habitant
EU : Eaux Usées
EUT : Eaux Usées Traitées
FPV : Filtre Planté de Végétaux
Fr : France
Is : Israël
K : Potassium
MES : Matières En Suspension
MF : Microfiltration
MO : Matière Organique
MS : Matière Sèche
MV : Matières de Vidange
MVS : Matières Sèches Volatiles
N : Azote
Na : Sodium
NF : Nanofiltration
NH₃ : Ammoniac
NTU : Nephelometric Turbidity Unit
OI : Osmose Inverse
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
P : Phosphore
Reut : Réutilisation des Eaux Usées Traitées
SBASR : Spores de Bactéries Anaérobies Sulfito-Réductrices
SBR : Sequencial Batch Reactor
SPC : Sous-Produits de Chloration
THM : Trihalométhanes
TS : Solides Totaux
UE : Union Européenne
UF : Ultrafiltration
UFC : Unité Formant Colonie
UV : Ultra Violet
USA : United States of America

Introduction

La consommation en eau de l'Homme est en augmentation constante de 1 % par an, que ce soit pour les usages agricoles (70 %), industriels (20 %) ou domestiques (10 %) (UN WWDR, 2024). Dans le même temps le changement climatique amplifie les problèmes structurels d'accès à l'eau par un accroissement des inégalités dans la répartition spatiale et temporelle des pluies. Cet enjeu de disponibilité de la ressource se double d'une dégradation (qui peut être localement très importante) de la qualité de la plupart des masses d'eau superficielles et d'une partie des souterraines, du fait des impacts des activités humaines (produits phytosanitaires, eaux usées domestiques ou industrielles, ...).

La Réutilisation des eaux usées traitées (Reut) est souvent présentée comme une des solutions possibles pour atténuer les effets du changement climatique. Sur le terrain, les eaux usées sont déjà réutilisées et souvent sans traitement. Au niveau mondial, on considère que 12% des terres irriguées reçoivent des eaux usées (EU), dont seulement 15% d'entre elles sont traitées (Aït Mouheb et al., 2020). Le développement de la Reut doit répondre à ces deux situations : développer de nouvelles pratiques sanitaires sûres là où c'est pertinent et accompagner l'évolution des pratiques informelles existantes pour les rendre plus sûres.

Malheureusement, les cadres réglementaires pour la Reut se renforcent et sont particulièrement stricts. Leur comparaison avec ce qui est demandé comme qualité d'eau pour d'autres usages est parfois surprenant. World Aquatics (la Fédération internationale de natation) considère que le seuil de qualité des masses d'eau pour organiser une compétition internationale de natation est de 1 000 *Escherichia coli* (une bactérie) dans 100 mL (World Aquatics, 2024). Pour le maraîchage avec des eaux usées traitées en revanche, les concentrations des eaux d'irrigation doivent être inférieures à 10 *E. coli* (UE, Fr) quand ce n'est pas à 1 *E. coli* (USA, Is). Par ailleurs, il n'y a aucune restriction sur la qualité microbiologique des eaux d'irrigation hors Reut. Atteindre ces niveaux de qualité demandés par les cadres réglementaires nécessite des moyens économiques et techniques qui semblent démesurés (Shuval et al., 1997) et qui sont hors de portée dans le contexte des pratiques informelles.

Une voie parallèle existe, c'est celle proposée par l'OMS. En 1973 les premières « directives pour une utilisation sûre des eaux usées et des excréments en agriculture » fixaient des seuils de qualité relativement strictes : les concentrations dans les eaux doivent être inférieures à 100 coliformes totaux dans 100 mL. En 1985, le bilan de 15 années d'études épidémiologiques a motivé la révision des directives (1989) pour relever ce seuil à 1 000 coliformes totaux dans 100 mL et à le compléter d'un seuil sur les Helminthes (des vers parasites contaminant le personnel agricole) dont il ne doit pas être détecté d'œuf dans 1 L d'eau. Les dernières directives de l'OMS (2006) invitent à dépasser la question des concentrations dans les eaux usées pour concevoir le risque et sa gestion en termes de doses reçues par les populations. De cette manière pour gérer le risque il est possible d'agir sur les concentrations mais aussi sur les volumes auxquels sont exposées les populations. C'est l'approche multi-barrières, qui correspond à une gestion intégrée du risque. Dans cette approche, les types de cultures sont pris en compte (le maraîchage et l'arboriculture ne présentent pas le même risque) de même que les modes d'irrigation (le goutte à goutte expose moins les parties comestibles que l'aspersion), mais aussi le traitement post-récolte (lavage) ou la préparation (rinçage, épluchage, cuisson). Cette approche fait l'objet de la norme ISO 16075 et a été reprise dans les réglementations Européennes (2020) et Françaises (2023). Il reste toutefois nécessaire de traiter les eaux avant leur réutilisation, mais le niveau de traitement à atteindre peut-être très variable en fonction des autres barrières à considérer.

L'objectif de cette synthèse est de présenter un état des lieux de connaissances sur les performances des différents procédés de traitements sur les microorganismes pathogènes, qu'ils soient conçus pour leur élimination (désinfection) ou pas. Cette synthèse permet une première évaluation rapide des performances potentielles du système de traitement en place, qu'il soit à l'échelle collective ou individuelle. De cette manière il rend possible la comparaison des performances théoriques du système avec les attentes réglementaires locales, puis l'identification de solutions de traitement pour le compléter. Que l'approche retenue pour la gestion des risques soit centrée sur le traitement ou qu'elle soit plus systémique et intègre d'autres maillons de la filière (Multi-barrières), il est nécessaire de connaître les principaux risques sanitaires associés à la Reut, les concentrations en microorganismes susceptibles d'être retrouvés dans les produits et sous-produits de l'assainissement, et les performances des principaux procédés ou familles de procédés. C'est l'objet de cette synthèse.

Par ailleurs, l'eau n'est pas la seule matière à valoriser dans nos effluents domestiques. Les sous-produits

de l'assainissement (boues produites par les procédés de traitement collectif, ou matières de vidanges issues des dispositifs individuels) présentent également un intérêt. De même que pour l'eau, les caractéristiques de ces matières seront décrites, ainsi que les performances des procédés qui leur sont associés. Enfin, l'urine, naturellement stérile, contient dans un volume restreint la plus grande partie des nutriments (azote, phosphore et potassium) excrétés par notre corps. La séparation à la source (récupération via des toilettes séparatives) et la valorisation des urines fait l'objet de nombreux travaux de recherche à l'heure actuelle. Des premiers éléments sont présentés dans une partie dédiée du document.

Cette synthèse représente plus de 4 années de travail, plus de 500 documents ont été étudiés. Les valeurs présentées sont celles identifiées dans la littérature, et celles qui font consensus sont mises en avant. Pourtant, sur le terrain elles doivent être confrontées et validées par des mesures sur sites qui permettent de les préciser et de prendre en compte les spécificités locales (qualité des effluents à traiter, taux de charge, qualité de la conception et de l'entretien).

La synthèse est construite en 6 parties :

- La première partie permettra de répondre aux questions suivantes : quels sont les risques sanitaires associés à la Reut ? Quels indicateurs permettent de les évaluer ? A quelles concentrations retrouve-t-on ces indicateurs dans les EU et les sous-produits de l'assainissement ?
- La seconde partie présentera les différents mécanismes qui peuvent être mis en œuvre par les procédés de traitement pour réduire les concentrations en microorganismes.
- La troisième partie s'intéressera aux performances des différents procédés de traitement des eaux usées sur les microorganismes.
- La quatrième partie sera consacrée aux performances des procédés traitants les boues et les matières de vidanges des installations individuelles.
- La cinquième partie reviendra en détail sur les solutions individuelles.
- Enfin la sixième partie détaillera les procédés disponibles pour valoriser les urines qui contiennent la majorité des nutriments excrétés par le corps humain.

1. Caractérisation sanitaire des produits et sous-produits de l'assainissement

La réutilisation des eaux usées et autres produits et sous-produits de l'assainissement présente plusieurs types de risques, qui peuvent être classés en 2 catégories :

- Les risques sanitaires, qui correspondent à des impacts potentiels sur la santé des populations qui peuvent être en contact avec les eaux usées ou les sous-produits de l'assainissement, qu'il s'agisse d'agriculteurs, de riverains, de passants ou de consommateurs ...
- Les risques environnementaux, qui correspondent à des impacts potentiels sur les sols, les masses d'eaux, les communautés microbiennes mais aussi émissions de gaz à effets de serre liées aux procédés de traitements utilisés pour rendre les matières valorisables (Alix *et al.*, 2022). Ces risques ne seront pas développés dans le cadre de cette synthèse, principalement car ils élargiraient considérablement le champ de connaissances à couvrir, et qu'ils ne sont pas spécifiques à la volonté de valoriser les produits de l'assainissement : ils existent à partir du moment où ces matières se retrouvent dans l'environnement, qu'elles soient considérées comme des ressources (valorisation, réutilisation) ou comme des déchets.

D'après l'OMS (2006), les **principaux dangers d'ordre sanitaire significatifs** associés à la réutilisation des eaux usées et autres produits et sous-produits de l'assainissement, sont **les agents biologiques associés aux excréta (microorganismes pathogènes)**. On retrouve également dans ces matières des molécules ou éléments pouvant avoir des interactions chimiques avec les cellules du corps (métaux lourds, hydrocarbures halogénés, pesticides, micropolluants, etc.), ainsi que des gènes d'antibiorésistance qui sont portés par des microorganismes qui ne sont pas nécessairement pathogènes pour l'homme, mais qui peuvent les disséminer dans l'environnement. Micropolluants et gènes d'antibiorésistance font l'objet d'une préoccupation croissante.

En ce qui concerne les risques chimiques, l'OMS (2006) considère qu'ils **sont faibles dans la mesure où une exposition prolongée est nécessaire pour provoquer une maladie**. Cette position fait toujours consensus à l'heure actuelle. La réutilisation des eaux usées à des fins agricoles est encadrée par des réglementations depuis plus d'un siècle (Angelakis *et al.*, 2018), qui sont régulièrement mises à jour. Aucune d'entre elles (Australie (NRMMC, 2006), USA (USEPA, 2012), UE 2020, France 2023) n'impose de traitement des micropolluants organiques. Les concentrations retrouvées dans les eaux usées traitées sont très faibles (Mouliat *et al.*, 2023), en particulier au regard de ce qui est apporté sur les cultures par l'agriculture conventionnelle. Des travaux scientifiques sont en cours pour mieux cerner les risques associés à des expositions prolongées ainsi qu'à de potentiels effets cocktails des molécules. Pour toutes ces raisons, les risques chimiques ne seront pas couverts par cette synthèse.

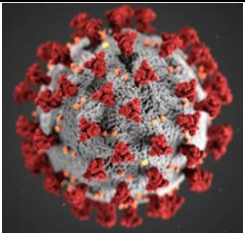
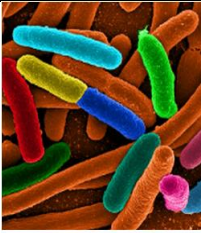


En revanche, les études épidémiologiques menées depuis les années 70 montrent que le principal risque associé à la réutilisation des eaux usées en agriculture est celui associé aux microorganismes pathogènes (IRCWD, 1985). Deux populations en particulier sont exposées : les irrigants, potentiellement en contact avec les eaux usées (contacts cutanés ou ingestion de micro-gouttelettes) ainsi que les consommateurs à travers l'ingestion de germes présents à la surface des cultures. Le risque pour le consommateur est lié aux résidus potentiellement présents en surface, et pas à l'accumulation dans les tissus des plantes de microorganismes pathogènes pour l'homme.

Cette synthèse se concentre donc sur le risque majeur associé à la réutilisation agricole des eaux usées et des sous-produits de l'assainissement : les microorganismes pathogènes potentiellement présents dans les eaux usées. Quels sont ces microorganismes ? Comment interagissent-ils avec notre organisme et à quelle quantité doit-on être exposé pour développer des maladies ? En quelles quantités sont-ils présents dans les eaux usées et dans les différents sous-produits de l'assainissement ?

1.1. Présentation des différents pathogènes

Les microorganismes pathogènes présents dans les eaux usées ou leurs sous-produits sont de 4 groupes : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Après une rapide comparaison de leurs principales caractéristiques (Tableau 1), leurs biologies et leurs spécificités vont être détaillées dans les paragraphes suivants.

Tableau 1 : Présentation des types de microorganismes pathogènes

	Virus	Bactéries	Protozoaires (oocystes)	Helminthes –(œufs)
				
	Covid-19 (CDC, 2020)	Escherichia coli (Wiki Commons)	Giardia (Erlandsen, 2017)	Schistosoma mansoni (Reynolds, 2012)
Taille (µm)	0,01 – 0,35	0,2 – 10	3 – 30 (2 – 15)	> 1000 (40)
Eaux usées brutes (UFC/100ml)	10 ⁴	10 ⁹	10 ⁵	10 ³
Dose Minimale Infectieuse	10 - 10 ²	10 ² – 10 ⁷	10 – 10 ²	1 - 10
Pathologies	Covid, Hépatites	Diarrhées, Typhoïde, choléra	Diarrhée, cryptosporidiose, Toxoplasmose	Ascariose, Tenia

Il est important de noter que les doses minimales infectieuses divergent fortement d'un type de microorganismes à l'autre (et elle n'est bien entendu pas homogène au sein de chaque groupe, mais dépend de l'espèce, et de la souche considérée). L'exposition à un seul œuf d'Helminthes peut ainsi déclencher une infection alors qu'il faudra être exposé à des milliers voire dizaines de milliers de bactéries de la même souche pour déclencher une infection.

Une partie importante des mécanismes d'abattement des microorganismes dans les procédés de traitement dépend de la taille de ces derniers. Pour mieux appréhender la taille des microorganismes, le Tableau 2 propose de les comparer au diamètre moyen d'un cheveu. Si un cheveu avait un diamètre d'1 mètre, quelle serait alors la taille de ces microorganismes ?

Tableau 2 : Comparaison de la taille des microorganismes

	Taille (µm)	Taille (m)	Taille relative (m) si un cheveu = 1m
Cheveux	70	0,00007	1
Virus min	0,01	0,00000001	0,00014
Virus max	0,35	0,00000035	0,005
Bactéries min	0,2	0,0000002	0,003
Bactéries max	10	0,00001	0,14
Protozoaires min	3	0,000003	0,04
Protozoaires max	30	0,00003	0,43
Oocystes	10	0,00001	0,14
Helminthes min	1000	0,001	14
Œuf d'helminthes	40	0,00004	0,57

1.4.2 Les bactéries

Description

Les bactéries sont des microorganismes vivants dont la taille varie entre 0,2 et 10 µm. Ce sont des organismes procaryotes unicellulaires possédant une membrane (Gram+ ou – selon ses caractéristiques). Différentes formes sont possibles : sphériques (cocci), bâtonnets (bacilli) ou spiralées (spirochete), et certaines bactéries possèdent des flagelles qui leur permettent de se déplacer.

Les bactéries peuvent adhérer à des surfaces et former des biofilms (amas de polymères et éléments cellulaires) avec d'autres micro-organismes. Les bactéries semultiplient très rapidement en se divisant en deux organismes filles identiques à leur mère (en conditions idéales certaines bactéries peuvent se diviser toutes les 20 minutes !). En plus de ce mode de reproduction, les bactéries peuvent s'adapter à l'environnement par mutation de leur contenu génétique ou par transfert de gènes (faisant intervenir des chromosomes particuliers, les plasmides, par conjugaison, transduction ou transformation). Ces mécanismes d'adaptation rapide posent un problème et sont responsables par exemple du développement de résistances aux antibiotiques grâce au transfert de gènes d'antibiorésistance. Une étude récente a mis en évidence qu'en 2019, 1,25 millions de personnes sont décédés des suites d'une infection à des bactéries résistantes aux antibiotiques (Murray et al., 2022).

Lorsque les conditions environnementales se dégradent, certaines bactéries peuvent avoir une forme de résistance appelées spores. Ces spores partagent des caractéristiques communes avec les kystes (œufs) de protozoaires, ce qui fait que certains (spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices) sont utilisés comme indicateurs de suivis des performances du traitement sur les protozoaires présents en moins grandes quantités que les bactéries et de ce fait plus difficile à suivre.

Voie de contamination

La voie de contamination majoritaire est l'ingestion, mais certaines bactéries comme les *Legionella* contaminent leur hôte par inhalation (Tableau 3).

Présence dans les produits et sous-produits de l'assainissement

Les bactéries sont présentes partout dans l'environnement et peuvent s'adapter à des conditions très différentes de température, pression, rayonnement. La plupart des bactéries rencontrées chez l'homme ne sont pas pathogènes et sont même indispensables à son métabolisme.

Les bactéries pathogènes véhiculées dans les eaux usées (Tableau 3) sont principalement des bactéries d'origine fécale, qui se propagent dans les eaux usées via les fèces des individus infectés (Asano, 2007 ; Drechsel et al., 2011).

Celles provenant de l'intestin de l'homme (entérobactéries), sont adaptées aux conditions de vie dans l'intestin, c'est-à-dire la présence une grande quantité de matière carbonée et de nutriments, et une température relativement élevée (37°C.). Leur temps de survie dans le milieu extérieur, où les conditions sont totalement différentes, est donc limité. De plus, leur développement sera contraint par la compétition avec les bactéries indigènes d'origine environnementale, mieux adaptées aux conditions environnementales.

Cependant, elles demeurent une préoccupation majeure. La principale maladie véhiculée par les bactéries entériques est la diarrhée, et certaines espèces peuvent provoquer des symptômes graves (tableau 2). Selon l'OMS, en 2019, 1,5 millions de décès ont été engendrés par des maladies diarrhéiques.

Salmonella, *Campylobacter* et *E. coli* entérohémorragique (EHEC), présentes tant dans les pays industrialisés que dans les pays en développement, constituent une préoccupation générale sous l'angle des risques microbiens liés à l'utilisation de divers produits fertilisants (fèces, boues d'épuration, fumier animal, notamment) (OMS, 2012).

Les autres maladies d'origine hydrique comme la dysenterie, la typhoïde, le choléra ont quasiment disparu dans les pays développés mais restent une préoccupation majeure dans les pays émergents. Selon l'OMS, en 2018, la typhoïde aurait touché entre 11 et 21 millions de personnes et aurait entraîné 128 000 à 161 000 décès, principalement originaires des communautés ne disposant pas d'un accès à l'eau potable et à des moyens d'assainissement adéquats, ainsi que les groupes vulnérables, notamment les enfants, étant les plus exposés.

Tableau 3 : Principales bactéries pathogènes potentiellement présentes dans les produits et sous-produits de l'assainissement
Sources : Asano, 1998 ; Boutin et al., 2009 ; US-EPA, 2019.

Agent pathogène	Symptôme, Maladie	Mode(s) de contamination
<i>Salmonella spp.</i>	Salmonellose	Ingestion
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Leptospira spp.</i>	Leptospirose	Cutanée/Ingestion/Inhalation
<i>Legionella</i>	Légionellose	Inhalation
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Listeria Monocytogènes</i>	Listériose	Ingestion
<i>Escherichia Coli spp.</i>	Syndrome Hémolytique et Urémique	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>Salmonella Typhi</i>	Fièvre Typhoïde	Ingestion
<i>Vibrio Cholerae</i>	Choléra	Ingestion
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose	Inhalation

1.4.3 Les protozoaires

Description

Les protozoaires sont des organismes vivants eucaryotes unicellulaires d'une taille comprise entre 3 et 30 µm. Ils peuvent se déplacer au moyen de flagelles, cils ou par mouvements amiboïdes. Ce sont des parasites, c'est-à-dire des organismes qui ne peuvent survivre qu'au dépend d'un ou plusieurs organismes hôtes. Ils prennent au cours de leur cycle une forme de résistance : le kyste ou oocyste, 4 à 6 µm. Cette forme est excrétée dans les fèces des individus infectés et permet aux protozoaires de survivre dans l'environnement suffisamment longtemps pour représenter un risque sanitaire. 80 % des oocystes possèdent une paroi kystique épaisse leur conférant une forte résistance à leur environnement. Les 20 % restant présentent une paroi plus fine, et ne sont pas aussi résistants. Les oocystes renferment quatre sporozoïtes qui sont les organes infectieux libérés lors de la pénétration des oocystes dans l'épithélium intestinal de l'hôte et provoquent une gastro-entérite avec complications possibles chez les personnes immunodéprimées.

Présence dans les produits et sous-produits de l'assainissement

On retrouve les différentes formes de protozoaires (Tableau 4) dans les matières fécales des animaux (bovins, ovins, mais aussi les animaux familiers) et des humains (porteurs sains et malades). Les deux principaux genres pathogènes pour l'Homme sont les genres *Cryptosporidium* et *Giardia*. Ce sont tous les deux des parasites ubiquistes, c'est-à-dire qui ont une capacité d'adaptation et de survie dans tout type de milieu, dont certaines espèces sont pathogènes opportunistes pour l'Homme et l'animal.

Tableau 4 : Principaux protozoaires potentiellement présents dans les produits et sous-produits de l'assainissement. Sources : Asano, 1998 ; Boutin et al., 2009 ; US-EPA, 2019.

Agent pathogène	Symptôme, Maladie	Mode(s) de contamination
<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Dysenterie balantidienne	Ingestion
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhée, fièvre	Ingestion
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose	Ingestion/Inhalation
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre	Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée	Ingestion
<i>Naegleria</i>	Méningite	Ingestion
<i>Enterocytozoon spp.</i>	Diarrhée chronique, problèmes rénaux, musculaires, pulmonaires et oculaires	Ingestion

Chez *Cryptosporidium*, l'espèce pathogène est *C. parvum*, responsable de la cryptosporidiose. *Cryptosporidium* est associé à un grand nombre d'épidémies de grande ampleur dues à l'eau. Le cas le plus connu est l'épidémie de Milwaukee (USA) en 1993, avec 400 000 personnes contaminées dont 50

décès à la suite d'un dysfonctionnement de l'unité de potabilisation des eaux et une détérioration de l'eau brute par des déjections animales (Asano, 2007). Le problème principal est qu'il n'existe à ce jour aucun traitement curatif connu contre cette maladie.

Pour l'espèce *Giardia lamblia*, le mode de transmission est similaire à celui de la cryptosporidiose. Sa prévalence est élevée mais des traitements antiparasitaires existent et sont efficaces (Asano, 2007).

1.4.4 Les helminthes

Description

Les helminthes sont des vers pluricellulaires d'environ 1 mm de longueur, ce ne sont donc pas à proprement parler des microorganismes. Tout comme les protozoaires et les virus, ce sont des organismes parasites. La famille des helminthes englobe les nématodes (vers ronds), les cestodes (vers plats) et les trématodes (douves).

La plupart ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire autre que l'homme. Selon les espèces, le stade infectieux est l'organisme adulte, la larve (taille de quelques mm à plusieurs cm), ou les œufs (taille : quelques dizaines de μm). Les œufs et dans une moindre mesure les larves sont résistants dans l'environnement et peuvent nécessiter une période de latence ou maturation après l'infection d'un hôte.

Présence dans les produits et sous-produits de l'assainissement

On trouve les différentes formes d'helminthes (Tableau 5) couramment chez près d'un quart de la population mondiale (OMS, 2022). Leur présence dans les fèces des personnes contaminées fait qu'ils sont fréquemment rencontrés dans les produits et sous-produits de l'assainissement. Ils sont particulièrement dangereux du fait de leur dose infectieuse très faible : une exposition à un seul œuf peut être suffisant pour le développement du parasite.

Les helminthes sont une des principales causes de maladie chez l'Homme. Selon l'OMS (2022), plus de 1,5 milliards de personnes, soit près de 24 % de la population mondiale, sont infectés par des helminthes chaque année. Les foyers d'infection se retrouvent majoritairement dans les régions tropicales et subtropicales, le plus grand nombre de cas étant observé en Afrique subsaharienne, dans les Amériques, en Chine et en Asie orientale. Ces infections exacerbent la malnutrition et causent indirectement la mort de nombreux enfants en augmentant leur susceptibilité à d'autres infections.

Les principales espèces responsables de la maladie chez l'homme sont les **nématodes** ou vers ronds (*Ascaris lumbricoides*), le trichocéphale (*Trichuris trichiura*) et les ankylostomes (*Necator americanus* et *Ancylostoma duodenale*) (tableau 4). Les helminthiases dues à ces différentes espèces sont généralement regroupées dans une même catégorie car elles sont diagnostiquées de manière similaire et répondent aux mêmes médicaments. Ces helminthes, transmis par le sol, dont la voie de contamination peut être le contact ou la consommation, constituent le principal risque en agriculture, notamment lorsqu'on utilise des eaux usées et des excréta non traités et que les normes d'assainissement sont peu exigeantes. L'ankylostomiase (*Ancylostoma duodenale*, *Necator americanus*) notamment est largement répandue dans la plupart des régions tropicales et subtropicales, principalement dans certaines zones où les agriculteurs ne portent ni chaussures, ni bottes adaptées.

Les **trématodes** (Tableau 5) constituent le principal risque en aquaculture. L'infection de l'hôte final par les trématodes ne se fait qu'à l'issue d'un cycle biologique complexe comprenant différents stades chez des hôtes intermédiaires non humains aquatiques. Par exemple, la schistosomiase (ou bilharziose), l'une des principales maladies transmissibles par l'urine principalement en zone tropicale, se répand quant à elle par contact cutané avec de l'eau douce contaminée par les larves de parasites libérées par les mollusques d'eau douce (hôtes intermédiaires) (OMS, 2012b, p. 13).

Parmi les vers trématodes parasites responsables de la schistosomiase, les œufs d'une espèce, *Schistosoma haematobium*, sont excrétés principalement dans l'urine, alors que les œufs d'autres espèces (*S. japonicum*, *S. mansoni* et *S. mekongi*) sont excrétés dans les fèces.

Tableau 5 : Principales espèces d'helminthes potentiellement présents dans les produits et sous-produits de l'assainissement.
Sources : Asano, 1998 ; Boutin et al., 2009 ; US-EPA, 2019.

Agent pathogène	Symptôme, maladie	Mode(s) de contamination
NEMATODES		
<i>Ascaris Lumbricoides</i>	Ascariases	Ingestion
<i>Trichuris trichuria</i>	Trichuriase	Ingestion
<i>Necator americanus</i>	Necatoriase	Cutanée
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Ancylostomiase	Ingestion/Cutanée
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Strongyloïdase	Cutanée
<i>Toxocara</i>	Fièvre, douleurs abdominales	Ingestion
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, ...	Ingestion
<i>Taenia spp.</i>	Diarrhée, douleurs musculaires	Ingestion
TREMATODES		
<i>Clonorchis sinensis</i>	clonorchiose	Ingestion (poisson d'eau douce)
<i>Opisthorchis viverrini</i>	Opisthorchiase	Ingestion (poisson d'eau douce)
<i>Fasciola hepatica</i> , <i>F. gigantica</i>	Fasciolase	Ingestion (végétaux aquatiques)
<i>Paragonimus spp.</i>	Paragonimose	Ingestion (crustacés d'eau douce)
<i>Schistosoma spp.</i>	Schistosomiase (bilarziose)	Cutanée

1.4.5 Les virus

Description

Les virus sont des parasites intracellulaires de très petite taille (de 0,01 à 0,35 µm, le diamètre d'un cheveu est en moyenne de 70 µm) qui ne peuvent se multiplier par duplication que dans une cellule hôte. Ils ne sont pas considérés comme des organismes, dans la mesure où ils sont composés uniquement d'information génétique sous forme d'ADN ou d'ARN simple ou double brin, protégée par une capsid (structure protéique) qui leur permet de se maintenir en dehors de la cellule hôte et ainsi de se disséminer dans l'environnement sous cette forme appelée virion. Après avoir pénétré dans une cellule hôte, le virus devient actif et détourne la machinerie cellulaire de l'hôte à son profit, en répliquant son contenu génétique et en le traduisant en protéines grâce aux organites de la cellule infectée dont il induit la lyse (destruction). La nature vivante ou non de ces organismes fait encore aujourd'hui débat dans le monde scientifique. Il est parfois considéré que ce microorganisme sous sa forme de virion, en dehors de sa cellule hôte, du fait de son absence d'autonomie à se répliquer seul par l'absence d'un génome complet, serait non vivant. En revanche, il le deviendrait une fois sous forme de virus actif répliquant son contenu génétique au détriment d'une cellule hôte.

La très grande majorité des virus ne sont pas pathogènes. Pour les humains, sur les 5 000 espèces de virus potentiellement infectieux décrites, entre 150 et 200 sont jugées pathogènes c'est-à-dire induisant des maladies chez l'homme (Dimmock et al., 2016). Ceux-ci ne sont naturellement pas présents dans l'intestin humain, et on ne les retrouve dans les fèces qu'accidentellement, à la suite d'une vaccination ou chez un individu infecté.

Les autres virus non pathogènes présents chez l'homme sont aujourd'hui de plus en plus étudiés (Virgin, 2014). Les bactériophages notamment (virus infectant des bactéries), présents dans l'intestin des mammifères et certaines souches qui sont spécifiques à l'homme, jouent un rôle protecteur via l'infection des bactéries qui prolifèrent dans notre organisme et contribuent ainsi à la régulation de leur population.

Voie d'infection

La voie principale d'infection est l'ingestion, mais en fonction des virus d'autres voies existent : l'inhalation (coronavirus, grippe), voie cutanée (herpès, VIH).

Tableau 6: Principaux virus pathogènes potentiellement présents dans les eaux usées. Sources : Asano, 1998 ; Boutin et al., 2009 ; US-EPA, 2019.

Agent pathogène	Symptôme, Maladie	Mode(s) de contamination
Virus de l'hépatite A	Hépatite A	Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E	Ingestion
Parovirus.	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée	Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Calciavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée, maladies respiratoires	Ingestion/Inhalation
	...	
Astrovirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Coxsackie	Méningite, maladie respiratoire, ...	Ingestion
Echovirus	Méningite, diarrhée, ...	Ingestion
Adenovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, diarrhée, ...	Ingestion

Présence dans les produits et sous-produits de l'assainissement

Bien qu'ils ne soient pas capables de se reproduire hors d'un hôte, certaines espèces de virus peuvent survivre dans l'environnement, sous forme de virion, suffisamment longtemps pour représenter un risque sanitaire. Présents en grand nombre dans les eaux usées et les excréta des personnes infectées, la contamination des cultures par utilisation de ces ressources est à l'origine d'épidémies (OMS, 2012).

Selon le type de cellules ciblées, l'état de santé et l'immunité de l'individu infecté, certaines infections peuvent conduire à des maladies lourdes (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Parmi les différents types de virus pathogènes pour l'homme qui peuvent être excrétés dans les fèces, les plus communs font partie des groupes entérovirus, rotavirus, adénovirus entériques et norovirus (OMS, 2012). Le virus de l'hépatite A est reconnu depuis longtemps comme un problème majeur en lien avec la valorisation des déchets dans l'agriculture et est considéré comme un facteur de risque d'épidémies transmises tant par l'eau que par les aliments, en particulier lorsque les normes sanitaires sont basses. On commence à reconnaître l'importance du virus de l'hépatite E (OMS, 2012).

1.4.6 Facteurs de pathogénicité des microorganismes

Pour gérer les risques sanitaires associés à la réutilisation des eaux usées traitées ou à la valorisation des sous-produits de l'assainissement il est nécessaire de comprendre quelques éléments de la transmission des infections liées à l'eau, ou « relation-hôte pathogènes » (Figure 1). Comme vu précédemment, il existe de nombreuses souches de microorganismes susceptibles de transmettre des maladies dans les eaux usées. Mais ils ne sont pas systématiquement présents dans les excréta ou les eaux usées, et lorsqu'ils le sont, les quantités peuvent être très variables. Ce premier point correspond à la **charge en pathogènes** de la population raccordée au système d'assainissement dont les sous-produits seront valorisés. Lorsqu'ils sont présents, les microorganismes ne sont pas forcément en capacité de pouvoir infecter une personne exposée, cela va dépendre de leur **physiologie**. Enfin, il est important de souligner que pour développer une maladie il est nécessaire d'être exposé à une certaine **dose infectieuse**, cette dernière dépend du microorganisme et de la physiologie de l'hôte infecté.

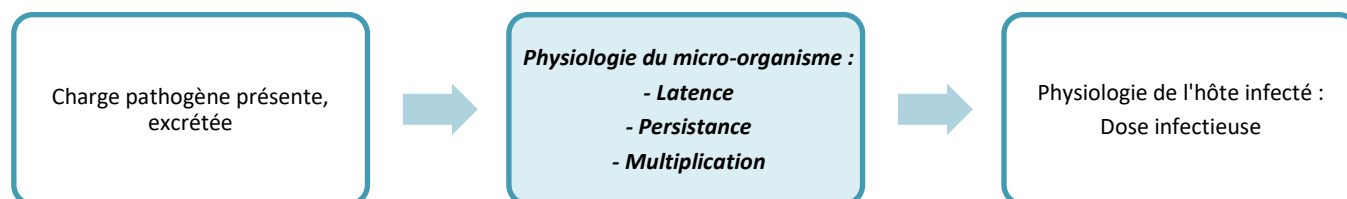


Figure 1 : Facteurs influençant la transmission d'une dose infectieuse.

Une brève description des différentes étapes de cette route de transmission est réalisée ci-après :

- **La charge de pathogène excrétée**

Les risques sanitaires associés à la valorisation des sous-produits de l'assainissement dépendent directement de la prévalence des maladies hydriques dans la population. Lorsque la population est en bonne santé, on retrouve moins de microorganismes pathogènes dans les eaux usées. A l'inverse, en période d'épidémie, la valorisation des eaux usées présente un risque important.

La quantité de pathogènes produite par une personne infectée (qui peut être asymptomatique), pouvant donc être retrouvée dans ses fèces, varie très largement en fonction des pathogènes et du stade de l'infection. Ces quantités varient de quelques œufs par gramme de fèces pour certains nématodes à 10^6 vibrions par gramme pour une personne porteuse du choléra, allant même jusqu'à 10^{13} par jour en période de crise.

Lors de la conception d'un projet de valorisation des produits de l'assainissement, cette charge doit impérativement être évaluée par des mesures précises. Plutôt que de cibler chacun des milliers de microorganismes pathogènes que l'on est susceptible de rencontrer, on passe généralement par des indicateurs qui seront présentés dans la partie suivante. A défaut, la charge en pathogènes peut être estimée d'après la littérature (voir 1.3.).

- **La physiologie du microorganisme**

Lorsque le microorganisme est présent dans les eaux usées, il n'est pas nécessairement en capacité d'infecter une personne nouvellement exposée. Plusieurs mécanismes de leur physiologie sont à prendre en compte.

○ **La latence**

La latence est la durée nécessaire pour qu'un pathogène devienne infectieux. Elle diffère selon les microorganismes. Ainsi, elle est faible (de nulle à 48 h) pour la majorité des virus, des bactéries et des protozoaires qui sont immédiatement infectieux dès qu'ils pénètrent dans l'hôte. En revanche, elle peut atteindre plusieurs semaines pour les helminthes en raison de la nécessaire maturité des œufs ou de leur passage imposé dans un hôte intermédiaire non humain.

○ **Persistence**

Encore appelée viabilité ou survie du pathogène dans l'environnement, la persistance est la mesure de la durée de survie du pathogène après avoir quitté le corps humain. Cette propriété a un impact important sur la pathogénicité d'un micro-organisme, car un microorganisme hautement persistant créera un risque tout au long de la plupart des processus de traitement et lors de la réutilisation des excréments (Feachem et al., 1983). L'inverse de la persistance, le dépérissement, c'est-à-dire le fait que les microorganismes meurent une fois dans l'environnement est une barrière qui permet de gérer les risques sanitaires associés à la valorisation des sous-produits de l'assainissement. La valeur retenue par l'OMS pour le dépérissement est de 0,5 à 2 unités log par jour pour les coliformes (un type de bactéries fécales). C'est-à-dire que chaque jour, dans le milieu naturel, en fonction des conditions la quantité de coliformes présents dans les eaux usées est divisée par 3 (conditions favorables) à 100 (conditions défavorables).

Certaines bactéries, les protozoaires et les parasites ont cependant la capacité à produire des formes de conservation (œufs, oocystes, kystes) qui vont leur permettre d'entrer en dormance et de survivre un temps plus ou moins long (jours, semaines voire mois) à des conditions environnementales défavorables. Enfin, au sein d'un même groupe de micro-organismes, certaines souches sont par nature plus résistantes que d'autres.

○ **La multiplication**

Sous certaines conditions favorables, certains pathogènes vont aller jusqu'à se multiplier dans l'environnement, augmentant ainsi la charge pathogène et de fait la pathogénicité potentielle de ce micro-organisme. Les bactéries notamment vont se multiplier sur des substrats favorables (par exemple *Salmonella* sur la nourriture), et les vers trématodes dans leurs hôtes intermédiaires (mollusques). Les virus et protozoaires en revanche ne se multiplient pas en dehors de leur hôte animal (Feachem et al., 1983).

- **Physiologie de l'hôte infecté : notion de Dose Minimale Infectieuse (DMI)**

La Dose Minimale Infectieuse correspond à la quantité de pathogènes qui doit être absorbée pour que des symptômes de la maladie se manifestent chez l'individu. On parle aussi de DMI₅₀ qui correspond à la quantité de pathogènes nécessaire pour induire des symptômes chez 50% de la population exposée.

Les DMI sont très variables selon les différents types de pathogènes, mais aussi selon les individus et leur

réaction physiologique face à la contamination. Cette réponse de l'hôte dépend de certaines caractéristiques, dont entre autres : l'âge, le sexe, l'immunité (innée ou acquise), mais aussi du niveau de fatigue, la présence d'autres infections etc. ... c'est la variabilité interindividuelle.

Tableau 7: Dose Minimale Infectieuse pour les 4 principales familles d'agents pathogènes. Source : Feachem et al., 1983 ; Godfree, 2003.

Microorganisme	DMI
Bactéries	$10^2 - 10^7$
Virus	10 - 10^2
Protozoaires	10 - 10^2
Helminthes	1 - 10

Ainsi les concentrations en pathogènes ne permettent pas à elles seules d'évaluer le risque auquel sont exposées les populations, la dose minimale infectieuse est fondamentale pour définir la pathogénicité des germes détectés. Par exemple, les helminthes sont présents à des concentrations plus faibles que les autres types de pathogènes (quelques centaines d'œufs par litre), en revanche leur dose minimale infectieuse est également plus faible (comprise entre 1 et 10 unités ingérées seulement). Cela signifie qu'un seul helminthe peut suffire à contaminer une personne, qui elle-même en rejetant via ses excréta des centaines d'œufs pourra infecter des centaines d'autres personnes. Les bactéries sont quant à elles présentes à des concentrations bien plus importantes (10^6 à 10^9 dans 100 mL), mais la dose minimale nécessaire pour infecter un individu est plus élevée aussi et oscille entre 100 et 10^7 unités.

1.4.7 Conclusion

La présence de microorganismes dans les eaux usées conduit leur valorisation à présenter un risque. De nombreuses études épidémiologiques mettent en évidence l'impact de la réutilisation d'eau, souvent non traitée, sur les populations. Les agriculteurs sont les personnes les plus exposées. Adegoke et al. (2018) montrent qu'ils ont une probabilité 1,65 fois supérieure à la population moyenne d'être atteints de maladies diarrhéiques. La proportion monte à 5,5 fois pour les maladies associées aux Helminthes. Ce sont également les conclusions des études épidémiologiques menées dans les années 80, qui ont conduit les experts de l'époque (IRCWD, 1985) à considérer que les risques les plus importants étaient liés aux Helminthes pour les agriculteurs, puis les risques associés aux bactéries et enfin aux virus. Dans ses directives de 2006 pour la Reut agricole, l'OMS fixe le seuil d'impact sanitaire acceptable pour la Reut à 10^{-6} DALY/pers/an (Disability Adjusted Life Years ou espérance de vie corrigée de l'incapacité), soit à l'échelle individuelle la perte de 38 minutes de vie en bonne santé sur une durée de vie de 70 ans. C'est le même seuil que pour l'eau potable. Pour atteindre ce seuil, le traitement des eaux usées et des sous-produits de l'assainissement est une solution, en association avec d'autres « barrières » (OMS, 2006). Pour caractériser les risques, et l'effet des différentes barrières, il est nécessaire de suivre les différents types de microorganismes qui ont été présentés. Mais face à leur grand nombre, ce sont en fait des organismes indicateurs qui sont suivis.

1.2. Présentation et limites des indicateurs de présence des germes pathogènes

Du fait du nombre et de la variété importante des organismes pathogènes rencontrés dans les produits et sous-produits de l'assainissement, leur mesure directe afin de contrôler leur présence (comme cela a été fait dans de nombreux pays pour le Sars-cov-2) est impossible. L'isolement, l'identification et le dénombrement de l'ensemble des milliers de microorganismes susceptibles d'avoir un impact sur la santé humaine représentent un coût et une durée d'analyse tellement importants que cette approche n'est pas envisageable, même pour la production d'eau potable. C'est pourquoi sont utilisés des organismes indicateurs de contamination. Sans être forcément eux-mêmes pathogènes pour l'homme, leur présence renseigne sur la possibilité de présence d'organismes pathogènes. Si leur nombre diminue par le fait d'un traitement par exemple, les organismes pathogènes qu'ils représentent verront également leur concentration se réduire. Le suivi porte habituellement sur quelques indicateurs de l'activité pathogène capables de donner une idée du niveau global d'élimination des germes au cours du traitement.

Ce type d'indicateurs possède dans l'idéal les caractéristiques suivantes (AFSSA, 2008) :

- Il est présent quand il y a contamination (avoir une origine fécale uniquement)
- Il est présent en quantité supérieure ou égale à celle du ou des organismes cibles,
- Sa résistance aux stress environnementaux et aux traitements est équivalente ou légèrement supérieure à celle du ou des organismes cibles,
- Son identification et sa culture doivent être plus simples, plus rapides et moins coûteuses que pour le ou les organismes cibles,
- Il ne doit pas présenter un risque pathogène trop important pour le personnel de laboratoire,
- Sa concentration doit être stable dans le temps (éviter les effets saisonniers)

L'utilisation d'indicateurs biologiques de présence et de survie des germes permet de faciliter et standardiser les analyses.

Néanmoins, le choix de l'indicateur est restreint du fait d'une part que peu de microorganismes sont cultivables et quantifiables, et d'autre part que la méthode d'extraction et d'analyse peut être difficilement accessible en certains contextes : elle peut être lourde, coûteuse ou nécessiter des qualifications techniques spécifiques.

On peut noter qu'un paramètre (comme la turbidité par exemple) peut permettre d'estimer de façon indirecte un indicateur (comme la teneur en coliformes) et également donner de façon directe une information sur le système (Carre, 2017). C'est ce que l'on appelle un proxy.

1.4.8 Indicateur de présence pour les virus

Les **bactériophages** (bactériophages / **coliphages somatiques** ou bactériophages / **coliphages ARN-F spécifiques**) sont des virus qui ne sont pas pathogènes pour l'homme mais qui infectent les bactéries. Ils sont présents en quantité importante dans l'intestin humain et dans les eaux usées et sous-produits de l'assainissement. Leur utilisation comme indicateur de présence pour les virus dans les eaux usées est courante. Elle est en effet intéressante pour plusieurs raisons :

- Ils ne sont pas pathogènes pour l'homme et peuvent être facilement cultivés et dénombrés en laboratoire.
- Ils sont généralement présents dans les fèces des animaux à sang chaud, mais certaines souches sont spécifiques à l'homme
- Leurs caractéristiques (taille, forme et résistance aux traitements) sont proches de celles des virus pathogènes de l'homme,
- Ils sont présents en quantité importante dans les eaux usées (de l'ordre de 10^5 / 100 mL)

Chez les anglosaxons (USA, Australie), ce sont des virus directement pathogènes pour l'homme qui sont utilisés comme indicateurs, tels que les **Enterovirus** notamment.

On peut retrouver également les **Norovirus** comme indicateurs dans certaines études. Ce sont eux qui sont responsables des flambées épidémiques de gastroentérites de fin d'année, souvent en lien avec la consommation de fruits de mers contenant des Norovirus.

1.4.9 Indicateurs de présence pour les bactéries

Les principaux indicateurs bactériens de contamination fécale actuellement utilisés sont les Coliformes Totaux, les Coliformes Fécaux (ou thermo-tolérants) dont *Escherichia coli*, ainsi que les Entérocoques.

Coliformes et *Escherichia coli*

Les bactéries coliformes sont définies comme l'ensemble des bactéries anaérobies facultatives gram-négatives, ne formant pas de spores, en forme de bâtonnets, qui sont capables de fermenter le lactose avec formation de gaz sous 48 heures à 35°C +/-2°C. elles possèdent des flagelles et sont donc mobiles dans leur environnement. Elles sont présentes dans l'appareil intestinal et de fait omniprésentes dans les excréta. Leur présence dans l'environnement est donc utilisée comme indicateur de contamination fécale (animaux à sang chaud dont humains). En revanche, si la plupart des coliformes sont d'origine entérique, certaines souches peuvent être également présentes dans l'environnement, comme les genres *Erwinia* ou *Pantoea*. La détection de Coliformes Totaux ne garantit donc pas à 100% que la contamination soit d'origine fécale, ni humaine (Cabral, 2010). On lui préférera donc la détection des Coliformes Fécaux (ou thermotolérants, car aussi capables de fermenter le lactose mais à 44°C), qui garantit l'origine fécale de la

contamination, mais là encore non spécifiques de l'homme.

Ainsi, en pratique, c'est le Coliforme Fécal *Escherichia coli* (*E. coli*), qui est le plus souvent employé, et ce depuis plus de 100 ans, comme indicateur de contamination fécale. Cela à juste titre puisque cette bactérie représente 95% des coliformes fécaux excrétés dans les eaux usées. Des méthodes d'analyses normalisées ont été mises au point pour les Coliformes Fécaux et *E. coli* spécifiquement et sont largement employées (OMS, 2006).

En revanche, en ce qui concerne la vérification du bon fonctionnement des étapes du traitement des produits de l'assainissement, *E. coli* n'est pas toujours pertinent puisqu'il s'agit d'une bactérie peu résistante aux conditions non entériques et très sensible au stress environnemental. D'autres indicateurs existent et sont utilisés.

Les Entérocoques

Les entérocoques, anciennement appelés streptocoques fécaux, sont des cellules bactériennes sphériques ou ovoïdes, gram positives, ne formant pas de spores, à métabolisme anaérobie facultatif, et capables de fermenter le lactose. Les entérocoques se regroupent en paires ou en chaînes, et ne sont pas mobiles.

Même si certaines souches d'entérocoques sont retrouvées naturellement dans les sols ou les sédiments, les entérocoques restent un bon indicateur de contamination fécale, notamment du fait de leur résistance plus importante dans l'environnement que les coliformes. De plus, plusieurs études montrent l'intérêt des entérocoques comme indicateurs de la présence et de la résistance des virus entériques pendant les différentes étapes du traitement des eaux usées (National Research Council (US) Committee on Indicators for Waterborne, 2004 ; Harwood et al., 2005 ; AFSSA, 2008 ; Byappanahalli et al., 2012).

Concernant la représentativité des entérocoques, si leur présence est significativement corrélée à la présence de protozoaires et d'helminthes dans les eaux usées, leur absence après traitement ne signifie pas forcément l'absence de risque, car les entérocoques sont moins résistants aux traitements de désinfection que les formes de résistances des protozoaires (kystes, oocystes) et des helminthes (œufs), voir Figure 2.

Les Légionnelles

Les Légionnelles sont responsables de maladies respiratoires qui font l'objet de préoccupation de sécurité sanitaire croissante. C'est pour cela que cet indicateur a été ajouté dans les récentes réglementations (UE, Fr). Leur suivi doit être réalisé lorsque l'usage associé présente des risques d'aérosolisation.

***Clostridium perfringens*, les clostridies et les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices**

Les bactéries anaérobies sulfito-réductrices, dont font partie la famille des Clostridies et en particulier *Clostridium perfringens* qui est l'organisme indicateur le plus utilisé dans cette catégorie, sont des bactéries qui ont la capacité de produire des spores (formes de conservation). Ces spores sont considérés comme organismes modèles pour les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. A part la taille, ils ont une structure comparable qui leur confère le même niveau de résistances aux traitements chimiques. Bien que ce soient des bactéries, ces organismes sont indicateurs pour les **protozoaires**.

En conclusion sur les indicateurs bactériens, ce sont de manière générale (sauf sous forme sporulée), les micro-organismes les moins résistants dans l'environnement et au traitement (voir Figure 2). *E. coli* et les coliformes totaux représentent mal les dynamiques associées aux populations virales ou protozoaires. Par exemple, lors d'une chloration, les concentrations d'indicateurs bactériens seront largement réduits, mais l'impact sera moindre pour les virus, protozoaires et helminthes (Strande et al., 2014).

Mais ce sont bien souvent les données disponibles en plus grand nombre, voire même les seules. Pour cette raison, ce sont ces indicateurs qui sont souvent retenus, y compris dans cette synthèse, pour caractériser la charge pathogène.

1.4.10 Indicateurs de présence des protozoaires

Les **spores des bactéries anaérobies sulfito-réductrices (SBASR)** comme *Clostridium perfringens*, sont les principaux indicateurs de suivi des protozoaires, même si ces derniers sont des bactéries (voir § précédent).

Cryptosporidium et **Giardia** sont les 2 familles de protozoaires d'intérêts sanitaires. Elles sont parfois directement utilisées comme indicateurs, mais leur analyse est lourde (et donc chère). Les kystes de ces organismes sont très résistants aux conditions environnementales, ainsi qu'aux traitements notamment basés sur l'oxydation.

La turbidité peut aussi être considérée comme un indicateur intéressant et facilement mesurable : des valeurs inférieures à 2 NTU (Nephelometric Turbidity Unit) dans les eaux usées traitées attestent d'un faible risque en contamination par *Cryptosporidium* et *Giardia* (AFSSA, 2008).

1.4.11 Les helminthes : un indicateur par comptage direct

Dans le cas des helminthes, il n'existe pas à ce jour d'indicateur de remplacement. La seule méthode valable est donc le comptage direct des œufs.

Les helminthes constituent l'indicateur le plus souvent retrouvé dans la littérature pour évaluer l'efficacité de la réduction des germes pathogènes par les procédés de traitement, notamment des boues et matières de vidange, en raison de leur prévalence dans les pays à revenu faible ou intermédiaire et de leur résistance au traitement.

L'indicateur le plus couramment utilisé est *Ascaris lumbricoides*, car d'une part ses œufs en font l'un des pathogènes les plus résistants aux processus de traitement basés sur l'oxydation et l'irradiation et, d'autre part, ils peuvent être identifiés relativement facilement (Feachem et al., 1983). La capacité des œufs d'*Ascaris lumbricoides* à rester viables est due à leur coquille particulièrement imperméable, considérée comme l'une des structures biologiques les plus résistantes. Cette coque permet les échanges gazeux respiratoires essentiels, tout en protégeant les œufs contre un large spectre de produits chimiques et de conditions de pH extrêmes (Nordin et al., 2009). L'élimination des œufs d'*Ascaris* indique donc que les germes pathogènes moins résistants ont également été inactivés. En revanche, lorsque le traitement est basé sur des mécanismes de séparation physique (filtration, sédimentation), les œufs d'helminthes étant plus gros et plus lourds que les autres microorganismes, leur élimination est relativement aisée et leur absence ne signifie pas pour autant qu'il en va de même pour les autres microorganismes.

Utiliser les œufs d'*Ascaris* comme indicateur de l'élimination des germes pathogènes peut se faire à travers leur dénombrement, mais aussi à travers l'évaluation, plus sensible, de leur viabilité. Un œuf est viable quand il peut encore se développer. Quand il ne l'est pas, il ne présente plus aucun risque de contamination.

1.4.12 Conclusion

En conclusion, plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour estimer le risque pathogène, notamment issu d'une contamination fécale. Cependant aucun indicateur n'est parfait. Le choix de la combinaison d'indicateurs de suivi est un compromis entre la spécificité des indicateurs, et le coût (et donc la fréquence) des analyses.

Les indicateurs les plus couramment utilisés (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques) permettent un suivi en routine de l'efficacité du traitement des produits et sous-produits de l'assainissement. Cependant, comme le montre la Figure 2, ce sont les indicateurs les plus sensibles à l'oxydation.

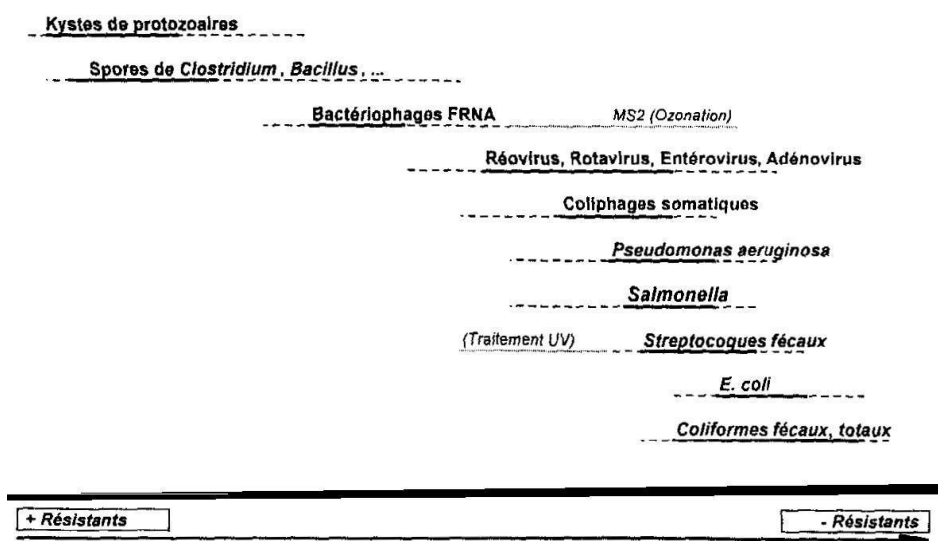


Figure 2 : Représentation schématique du classement des micro-organismes en fonction de leur résistance aux traitements de désinfection tertiaire des eaux résiduaires : chloration, ozonation, traitement UV et infiltration (Pierzo et al., 2000)

Pour caractériser des eaux usées ou l'efficacité d'une chaîne de traitement, il est nécessaire de les compléter avec d'autres indicateurs, plus spécifiques des autres types de microorganismes.

Le comptage des œufs d'helminthe est beaucoup utilisé notamment pour les pays où leur prévalence est grande et le risque de contamination associé élevé notamment dans la gestion des matières de vidange. Les spores de BASR et bactériophages ARN-F spécifiques permettent le suivi de l'efficacité du traitement sur les virus et les protozoaires. Mais leurs analyses représentent un coût (jusqu'à 20 fois le coût d'E. coli) et une complexité élevée qui impactent nécessairement la fréquence des analyses.

Le Tableau 8 présente une synthèse des principaux indicateurs utilisés en fonction du type de microorganismes. Dans la suite de la synthèse un code couleur est attribué à chaque type de microorganisme : en bleu les bactéries, en vert les virus, orange pour les protozoaires et rouge pour les helminthes.

Tableau 8 : Principaux indicateurs de suivi des microorganismes dans les produits et sous-produits de l'assainissement.

Type de microorganisme	Bactéries	Virus	Protozoaires	Helminthes
Indicateur	Escherichia Coli Coliformes thermo-tolérants Entérocoques fécaux	Bactériophages (ARN-F spécifiques)	Spores de BASR	Comptage des œufs d'Helminthe

1.3. Caractéristiques sanitaires des produits et sous-produits de l'assainissement

L'objectif de cette partie est de lister les produits et sous-produits de l'assainissement à considérer dans une démarche d'utilisation et/ou de valorisation de ceux-ci, présentés dans la Figure 3, et de les caractériser en termes de charge d'agents pathogènes. La typologie proposée est celle qui fait consensus à l'heure actuelle, telle qu'elle a été présentée dans le Compendium de l'Assainissement (Tilley et al., 2014) :

« Les produits ou sous-produits de l'assainissement sont des substances également appelées « déchets » ou « ressources » qui transitent dans un système d'assainissement. Certains produits sont générés directement par les humains (par exemple, l'urine et les excréments), d'autres sont nécessaires à la mise en œuvre des technologies (par exemple, eau actionnée par une chasse d'eau pour évacuer les excréments vers les égouts) et d'autres encore sont générés dans le cadre d'une fonction de stockage ou de traitement (par exemple, les matières de vidange et les boues d'épuration) ». Chacun de ces produits va être caractérisé dans les parties suivantes.

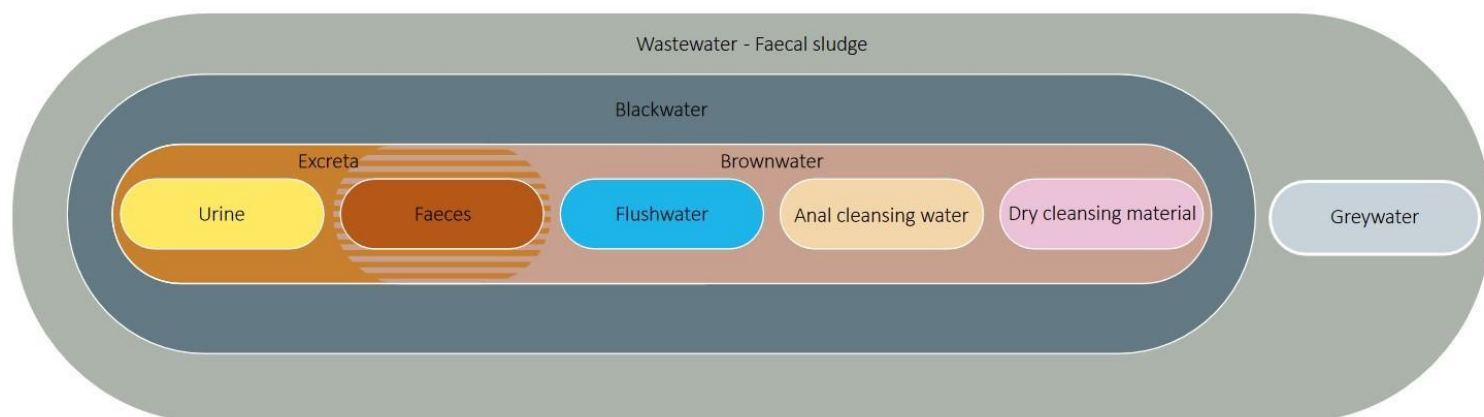


Figure 3 : Produits et sous-produits de l'assainissement. Tilley et al., 2014.

Les pathogènes présents dans ces produits et sous-produits proviennent principalement des matières fécales. Leur charge est donc par définition variable puisque liée à la nature et la prévalence des maladies infectieuses intestinales endémiques observées dans la population locale, qui elle-même varie selon les saisons, mais aussi selon les contextes socio-culturels, climatiques et géographiques.

La plupart des documents consultés donnent, du fait de cette variabilité, des gammes de concentrations en microorganismes indicateurs et non une concentration. Pour des raisons pratiques, il a été décidé de conserver à chaque fois la concentration la plus élevée, ceci afin de se placer dans le cas le plus défavorable.

1.4.13 Les produits avant traitement

La Figure 4 ci-dessous présente les valeurs maximales de concentration des indicateurs pathogènes retenues pour chacun des produits de l'assainissement. Les concentrations sont maximales dans les excréta, puis dans les eaux noires et les eaux usées brutes. Elles sont moindres dans les eaux ménagères ou eaux grises, même si la qualité des eaux de cette catégorie est particulièrement variable.

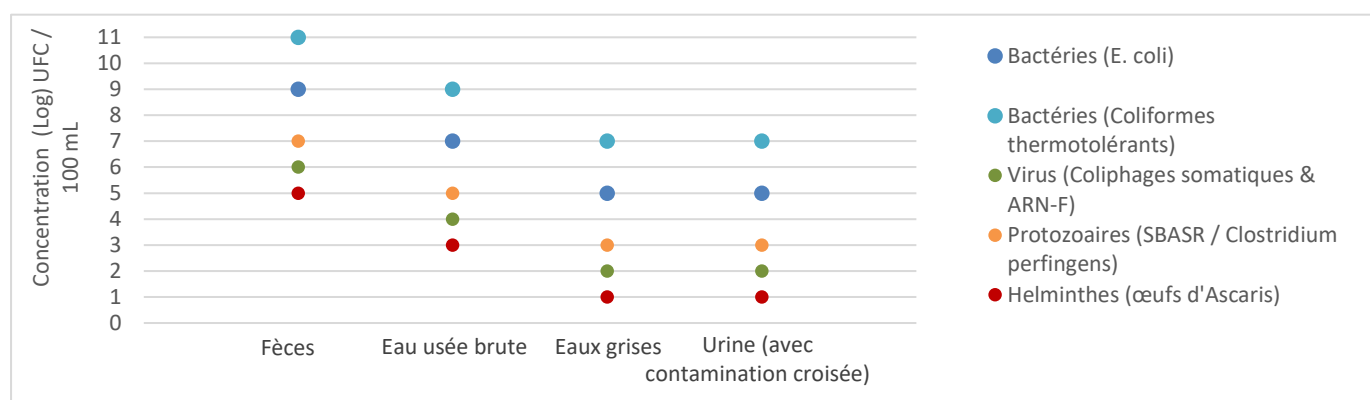


Figure 4 : Caractérisation sanitaire des produits de l'assainissement : concentrations maximales en microorganismes pathogènes représentées par leurs indicateurs respectifs. Pour les fèces, les valeurs retenues sont celles de l'OMS, qui considère que ce sont des eaux usées brutes concentrées d'un facteur 100. Sources : Asano et al., 2007 ; Beaupoil et al., 2010 ; OMS, 2012.

1.3.1.1. Les fèces

Les fèces (semi-solides) désignent la matière fécale seule non mélangée à de l'urine ou de l'eau. Les valeurs médianes qui caractérisent la production de fèces en poids humide, varient de 126 g de fèces/jour pour les pays aux revenus élevés, à 250 g de fèces/jour pour les pays aux revenus les moins élevés. Cette variation est principalement due au régime alimentaire, et notamment à la quantité de fibres consommées et à leur nature facilement dégradable ou non (Rose et al., 2015).

Les fèces sont composées d'eau, de protéines, de graisses non digérées, de polysaccharides, de biomasse bactérienne, de cendres et de résidus de nourriture non digérés. La fraction d'eau peut atteindre en moyenne 75% de la composition des fèces. Les 25% restants sont donc composés de Matière Sèche (MS). La matière organique (MO) représente entre 84 et 93% de cette Matière Sèche, et peut se décomposer comme suit : 25-54% de biomasse bactérienne, 2-25% de matière protéique ou azotée, 25% de glucides ou toutes autres matières végétales non azotées non digérées, 2-15% de lipides non digérés. Ces fractions dépendent fortement de l'apport alimentaire et de sa disponibilité biologique. La matière carbonée représente entre 44 et 55% de cette fraction solide organique.

Les 7 à 16% restants de la fraction solide sont donc constitués de la fraction inorganique. Celle-ci est constituée de manière prédominante par du phosphate de calcium et phosphate de fer, des sécrétions intestinales, et de petites quantités de constituants séchés des sucs digestifs (Rose et al., 2015).

Parmi les 25 à 54% de biomasse bactérienne de la fraction solide organique, on retrouve de nombreuses bactéries entériques non pathogènes, mais dans le cas où la personne qui a produit les selles est atteinte d'une maladie entérique, on trouvera également des agents pathogènes responsables de la pathologie. Les concentrations maximales répertoriées en microorganismes pour les fèces sont estimées à 9/7/6/5 log

par gramme respectivement pour les bactéries / protozoaires / virus et helminthes. La contamination des produits et sous-produits de l'assainissement provient donc en grande majorité des fèces.

1.3.1.2. Les eaux usées brutes

Les eaux usées brutes sont constituées des eaux noires, encore appelées eaux vannes, mélangées aux eaux grises, encore appelées eaux ménagères.

Ces eaux usées brutes sont celles qui n'ont encore reçu aucun traitement et qui sont collectées par un réseau d'assainissement collectif, semi-collectif ou individuel, que l'on retrouve en entrée du procédé de traitement.

- **Les eaux noires** sont un mélange d'urine, de fèces et d'eau de chasse, et/ou de l'eau de nettoyage anal (si l'eau est utilisée pour ce type de nettoyage) et/ou des matériaux de nettoyage sec. Les eaux noires contiennent les agents pathogènes des fèces et les nutriments de l'urine, qui sont dilués dans l'eau de chasse.
- **Les eaux grises**, (voir paragraphe suivant).

Les eaux usées brutes présentent des compositions variables selon le type de réseau d'évacuation des eaux usées, pouvant les centraliser ou les séparer selon leur origine (eaux noires seules ou mélangées aux eaux grises). On retiendra les valeurs de 7/5/4/3 log / 100 mL respectivement pour les bactéries / protozoaires / virus et helminthes.

1.3.1.3. Les eaux grises

Les eaux grises (aussi appelées eaux ménagères) correspondent aux eaux provenant du lavage des aliments, des vêtements et de la vaisselle, de même que des douches et lavabos, mais pas des toilettes. Si elles peuvent être mélangées aux eaux noires et rentrer dans la composition des eaux usées brutes, les eaux grises sont aussi collectées de manière indépendante, le plus souvent dans des systèmes d'assainissement à la parcelle autres que les fosses septiques, et constituent alors un produit du système d'assainissement à part entière. Sans être exemptes de microorganismes, elles sont cependant moins chargées et présentent de ce fait un gisement plus simple à réutiliser que les eaux usées brutes.

La production d'eau grise, que ce soit en termes de quantité et de qualité, varie grandement selon les ménages. Plusieurs facteurs influencent la nature de ces eaux grises, dont notamment leur origine (issues de la cuisine, de la douche, de la lessive, etc.), leur source de collecte (logement individuel, marché, douches publiques, etc.), la qualité de l'eau utilisée à la source (présence ou non de polluants), les variables culturelles et caractéristiques des usagers (habitudes de consommations des produits ménagers, nombre d'usagers, etc.) et enfin les variables climatiques et géographiques, qui influenceront davantage la consommation en eau et sa distribution journalière et saisonnière (Gross et al., 2015).

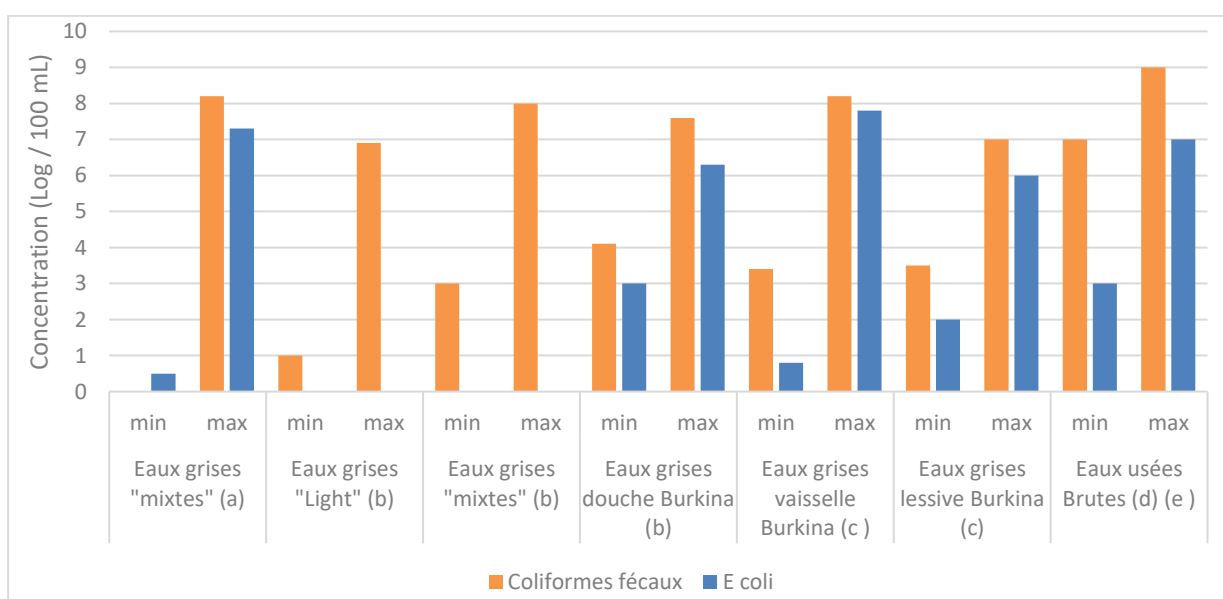


Figure 5 : concentrations en Coliformes Fécaux et E.coli de divers échantillons d'eaux grises, en unités Log/100 ml. Sources : a : Eme & Boutin, 2015, b : Gross et al., 2015, c : Maiga et al., 2014, d : OMS, 2012.

La présence d'agents pathogènes dans les eaux ménagères est en lien avec une contamination fécale (hygiène, lavage du linge), mais aussi d'autres sources de pollution comme le montre la charge importante du poste préparation alimentaire. Les données collectées (Figure 5) mettent en évidence que cette charge en pathogènes est très variable, et qu'elle peut parfois aller jusqu'à atteindre des niveaux de concentration proches de ceux des eaux usées brutes. Dans le but de retenir une caractérisation de référence qui permette d'envisager les mesures à considérer pour leur réutilisation sans risque on retiendra ici la définition de l'OMS qui estime une dilution de 100 des eaux grises par rapport aux eaux usées brutes, soit donc les valeurs suivantes : 5/3/2/1 log / 100 mL respectivement pour les bactéries / protozoaires / virus et helminthes.

1.3.1.4. L'urine pure et l'urine contaminée

L'urine est le liquide que produit le corps pour éliminer l'eau présente en excès dans l'organisme et certaines molécules hydrophiles. Selon le régime alimentaire la quantité moyenne d'urine produite varierait entre 0,6 et 2,6 Litres/personne/jour avec une valeur médiane retenue de 1,4 Litres, soit une production annuelle médiane de 510 litres par personne. Les variations de la quantité totale d'urine produite sont principalement dues à la quantité de fluides ingérés (Rose et al., 2015).

L'urine est constituée entre 91 et 96% d'eau. Les 4 à 9% restants de sa composition sont constitués de matières dissoutes, ou fraction solide dans le cas d'urine séchées, parmi lesquelles on retrouve de nombreux sels, tel que du sodium (Na), potassium (K), phosphore (P), mais aussi les excédents d'azote (N) (excrété sous forme d'urée principalement) et d'autres déchets comme les résidus médicamenteux (Rose et al., 2015). C'est donc dans l'urine que se concentre la majorité des nutriments valorisables excrétés par le corps humain, à savoir 8 à 90% de l'azote (N), 50 à 65% du Phosphore (P) et 50 à 80% du Potassium (K) (Martin et al., 2022).

L'urine pure (non contaminée par des fèces) contient des micro-organismes, mais non pathogènes dans la grande majorité des cas et peut donc être considérée stérile quand elle quitte le corps, à l'exception de quelques rares cas (infections urinaires, schistosomiase ou bilharziose).

Contamination par *Schistosoma haematobium*

La schistosomiase (ou bilharziose), est l'une des principales maladies transmissibles par l'urine, principalement en zone tropicale. Les œufs de la douve sanguine *Schistosoma haematobium*, un helminthe de type vers trématode, en sont responsables. Les personnes infectées par *Schistosoma haematobium* excrètent des œufs dans l'urine, parfois pendant de longues périodes. Les œufs éclosent dans l'eau douce et les larves infectent l'hôte intermédiaire, un escargot aquatique du genre *Bulinus*. Les parasites se transforment et se multiplient à l'intérieur de l'escargot, qui dissémine la phase suivante de la larve aquatique. Celle-ci peut infecter les humains lors d'un contact avec l'eau, en pénétrant dans la peau. Si les œufs ne parviennent pas en quelques jours dans les étendues d'eau où vit l'hôte intermédiaire (l'escargot), le cycle infectieux est interrompu, ce qui est le cas si l'urine est stockée pendant plusieurs jours et utilisée pour fertiliser la terre arable. L'urine fraîche ne devrait pas être utilisée à proximité d'eaux de surface en zone d'endémie (OMS, 2012).

Contamination fécale croisée : l'urine contaminée

Si l'urine pure peut être dans la majorité des cas considérée comme stérile, il existe en revanche un risque de contamination croisée de l'urine avec des matières fécales lors du processus de récupération, qui pourrait entraîner une contamination pathogène de celle-ci. Ce risque est plus important dans des grands systèmes de récupération utilisés par plusieurs familles (petite communauté ou immeuble) que pour des foyers individuels, mais dépend avant tout de la qualité de construction et de gestion de l'installation de séparation à la source (OMS, 2006). On utilise alors le terme d'urine contaminée.

Concernant la charge en pathogènes, l'OMS (2006) estime la contamination comme inférieure de 4 Log à celle des excréta, ce qui correspond aux valeurs suivantes : 5/3/2/1 log / 100 mL respectivement pour les bactéries / protozoaires / virus et helminthes.

Les indicateurs fécaux usuels comme *E. coli* ne sont pas utilisables pour le suivi de la contamination fécale de l'urine, en raison de leur brève durée de survie dans l'urine. Les entérocoques fécaux peuvent être utilisés comme « indicateurs de stockage », mais sont sujets à une recroissance dans les conduites des grands systèmes de collecte d'urine.

1.4.14 Les sous-produits de l'assainissement

Les caractéristiques des sous-produits de l'assainissement sont extrêmement variables. Le Tableau 9 présente les fourchettes de valeurs de concentration indicatives des indicateurs pathogènes collectées dans la littérature et retenues. La variabilité permet de donner une idée des ordres de grandeur, mais il convient en revanche d'utiliser ces données avec précaution et d'un point de vue opérationnel de privilégier des mesures in-situ des matières concernées pour réaliser une analyse de risque.

Tableau 9 : Gamme de concentrations des micro-organismes dans les boues d'épuration et matières de vidange non traitées. D'après : Heinss et al., 1998 ; Godfree et al., 2003 ; Strande et al., 2014.

	Virus	Bactéries	Kystes de Protozoaires	Œufs d'Helminthes
Boues d'épuration (UFC/100mL)	Entérovirus 10 ² à 10 ⁴	Coliformes fécaux 10 ⁴ – 10 ⁷	10 ² à 10 ⁷	0 - 2000 (/L)
Matières de vidanges (UFC/100mL)	?	Coliformes fécaux 10 ⁵ – 10 ¹¹	?	0 – 27 000 (/L)

1.3.1.5. Les boues d'épuration

Les boues d'épuration, correspondent à la fraction solide des sous-produits de l'assainissement issus des procédés de traitement collectif des eaux usées (éventuellement des eaux pluviales si le réseau de collecte est unitaire) et de traitement (semi-) centralisé. Elles contiennent une proportion variable d'eau et de matières sèches. Cette teneur en Matières Sèches (MS), aussi appelée siccité, est souvent utilisée pour caractériser les boues d'épuration. À titre d'exemple, une boue avec une siccité de 10% présente une humidité (teneur en eau) de 90%. En fonction de cette siccité, on peut classer les boues selon leur consistance : on parlera de boues liquides pour une siccité inférieure à 10%, de boues pâteuses pour une siccité comprise entre 10 et 25%, de boues sèches pour une siccité comprise entre 25 et 85%, et de boues solides pour une siccité supérieure à 85%.

Une autre donnée importante pour la caractérisation des boues est le taux de Matière Volatile Sèche (MVS). En effet la matière sèche des boues est constituée de matières minérales et de matières organiques. C'est cette fraction organique qui est appelée MVS. La concentration en MVS est un taux par rapport à la matière sèche totale. Cette fraction organique des MVS est aussi appelée fraction fermentescible, qui possède un potentiel de dégradation/minéralisation. Plus elle est élevée, plus la boue est dite « fraîche » ou instable biologiquement, plus la capacité à produire du biogaz notamment est importante.

Une boue peut donc être stabilisée, afin de la rendre moins fermentescible (limiter les odeurs lors de son stockage ou de sa manipulation), en limitant la part des MVS biodégradables par biodégradation de celle-ci aérobie (compostage) ou anaérobie (digestion), ou en bloquant physiquement les réactions biologiques entraînant la dégradation incontrôlée de celle-ci, par déshydratation notamment ou destruction totale de la matière organique (pyrolyse, incinération). La stabilisation par biodégradation biologique confère aux matières traitées une plus grande capacité à la déshydratation et est ainsi souvent recherchée en amont de ces procédés afin d'optimiser les temps de séjours et ainsi les coûts d'investissements et d'exploitation.

Les caractéristiques des boues dépendent des eaux usées et des procédés de traitement. Si le système d'assainissement collecte des eaux usées produites par des industries et artisans, les boues d'épuration peuvent contenir des concentrations en métaux ou micropolluants organiques non négligeables.

Les différents procédés de traitement produisent des boues avec des caractéristiques différentes. On peut schématiquement en distinguer 3 types : primaires, secondaires ou mixtes.

- **Les boues primaires** : issues des procédés de traitement primaires (séparation physique : sédimentation, décantation), elles concentrent la fraction particulaire de la pollution (les Matières En Suspension). Elles sont riches en matières inorganiques (sables, terre, etc.), mais aussi en matières organiques puisqu'elles contiennent la majorité des microorganismes présents dans les eaux usées (0-1 Log soit jusqu'à 90% de la charge initiale des eaux usées).
- **Les boues primaires physico-chimiques**, sont celles issues du traitement primaire amélioré par l'ajout de coagulants/floculants. En fonction de leur nature organique ou minérale, cela influence

la composition et notamment le taux de MVS des boues où ils se retrouvent accumulés. La part de microorganismes contenue dans la pollution colloïdale piégée grâce à ce traitement (1 à 2 log supplémentaire) vient aussi s'ajouter à la composition de ces boues.

- **Les boues primaires issues de procédés de traitement incluant une digestion anaérobie :** Certains procédés, variantes de traitement primaire des eaux usées brutes, incluent un traitement in-situ de digestion anaérobie des boues. Cela leur confère l'avantage d'être entièrement ou partiellement stabilisées biologiquement et ainsi plus favorables aux procédés de déshydratation. Ces boues sont le plus souvent mélangées aux boues secondaires (cf. ci-dessous) avant traitement.
- **Les boues secondaires ou boues biologiques,** correspondent à la biomasse épuratoire mobilisée dans le traitement secondaire, mais présente en excès, doit être extraite du système du traitement. Ces boues sont riches en matières organiques, même si cette donnée reste très variable selon les eaux usées entrantes et le type de traitement, avec des taux de MVS pouvant aller de 56% à 80%. Là encore, la charge en agents pathogènes dépend des concentrations initiales dans les eaux usées, de la survie, recroissance pendant les traitements, de l'association des agents avec la boue, du temps de séjour des boues avant leur mobilisation.
- **Les boues mixtes** correspondent au mélange des boues primaires et secondaires. Leur aptitude à l'épaississement par rapport aux boues biologiques est améliorée lors d'ajout de boues primaires.

La caractérisation des boues d'épuration est difficile car leur composition est très variable. Le Tableau 9 présente des concentrations indicatives, collectées dans la littérature existante, pour les principaux indicateurs de pathogènes.

1.3.1.6. Les matières de vidanges

Les boues issues des procédés de traitement individuels/à la parcelle portent le nom de « matières de vidange », même si on trouve occasionnellement le nom de boues de vidange qui provient de la traduction du terme anglais « faecal sludges ». Elles n'ont pas été transportées par les égouts.

De la même manière que pour les boues d'épuration, les matières de vidanges peuvent être caractérisées selon leur siccité, leur consistance ainsi que leur taux de MVS, ainsi que leur type et degré de stabilisation.

Elles sont également très hétérogènes, encore plus que les boues d'épuration. Leurs caractéristiques dépendent notamment des facteurs suivants :

- Des eaux usées avec lesquelles elles ont été alimentées : eaux usées brutes, eaux vannes, avec ou sans urine ... Elles mêmes dépendantes du mode de vie du foyer.
- Du type d'ouvrage dont elles sont issues, notamment s'il s'agit de simple fosse ou double fosse, sec ou avec chasse d'eau, d'un ouvrage imperméable ou non, etc...
- Et du « temps de séjour » (ou du temps entre 2 curages) dans le procédé, qui impacte non seulement le niveau de dégradation de la matière organique (stabilisation par minéralisation) mais aussi d'abattement des pathogènes.

Du point de vue microbiologique, le manque de méthodes standardisées pour la caractérisation des boues et des matières de vidange vient s'ajouter aux facteurs précédents pour expliquer la grande variabilité des valeurs observées dans le Tableau 8.

En ce qui concerne les concentrations en matières organiques, en matières sèches, en ammonium et en œufs d'helminthe dans les matières de vidange, Strande et al. (2014) retient qu'elles sont généralement supérieures d'un facteur de dix à cent à celles des boues d'épuration.

1.5 Conclusion

On retrouve 4 groupes de microorganismes dans l'eau et dans nos excréta : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils ont des caractéristiques physiques (taille, composition) et biologiques différentes. Certains de ces microorganismes peuvent dans certaines conditions présenter un risque sanitaire pour les populations exposées aux produits et sous-produits de l'assainissement. Il existe un grand nombre de souches pathogènes dont la présence dans les sous-produits de l'assainissement présente une importante variabilité spatio-temporelle. De ce fait, ce sont des indicateurs qui sont suivis.

Ils permettent de quantifier une contamination d'origine fécale ou de caractériser l'efficacité d'un traitement. Ils ne renseignent pas contre pas sur la présence de microorganismes pathogènes.

Compte tenu de leurs particularités physiques et biologiques, tous les microorganismes n'ont pas le même taux de survie dans l'environnement, de même, leurs sensibilités aux procédés de traitement diffèrent. La partie suivante vise à présenter les mécanismes généraux du traitement de l'eau pour comprendre comment chacun d'entre eux peut, ou pas, affecter les différents groupes de microorganismes.

2. Présentation des différents mécanismes intervenants dans l'abattement des microorganismes

Le fonctionnement des procédés de traitement des eaux usées et sous-produits de l'assainissement repose sur différents mécanismes qui peuvent être de nature physique, chimique ou biologique.

La compréhension de ces mécanismes est importante pour appréhender les points forts et limites des procédés sur les différents types de polluants (matières organiques, molécules, composés chimiques, micro-organismes, etc.).

Cette partie détaille les principaux mécanismes qui permettent de réduire spécifiquement la concentration en microorganismes dans les matières traitées, que ce soit par leur destruction (mort, inactivation permanente), par leur séparation physique, ou encore par leur inactivation temporaire.

Ces différents mécanismes ciblent certaines caractéristiques propres de chaque microorganisme (taille, structure, etc. voir 1.1). Tous les mécanismes ne sont donc pas efficaces de la même manière sur les différents types de microorganismes. Par ailleurs, certains de ces mécanismes ne sont pas spécifiques aux microorganismes, et peuvent agir également sur des particules ou molécules.

2.1 Mécanismes physiques

Les mécanismes physiques vont agir sur les microorganismes principalement en fonction de leurs caractéristiques physiques. Les plus gros ou plus lourds seront plus facilement retenus ou décantés que les plus petits. D'autres mécanismes comme l'adsorption font intervenir la capacité des enveloppes des organismes à créer des liaisons avec la structure filtrante (mécanisme physico-chimique).

Enfin, d'autres mécanismes comme les variations de températures ou l'irradiation (UV), font intervenir des propriétés structurelles des microorganismes ou de leurs constituants.

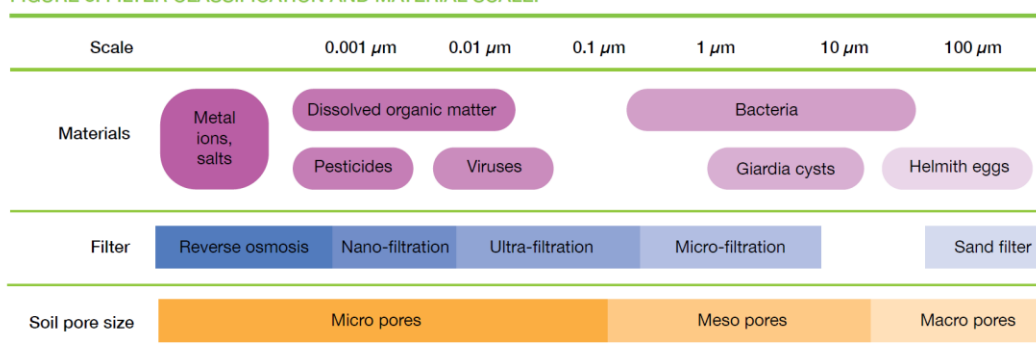
2.1.1. Rétention stérique

Ce mécanisme repose sur la rétention par sélection stérique (volume occupé par l'élément) des particules sur la surface du matériau utilisé comme filtre tandis que l'effluent le traverse. Les particules dont le diamètre est supérieur à la taille des pores du matériau filtrant ou du diamètre des mailles en cas de membranes (seuil de coupure) sont retenues en surface du médium. Ce mécanisme se retrouve dans des proportions variables et à minima pour les particules les plus grosses, dans l'ensemble des procédés de filtration.

Les microorganismes retenus sont ainsi séparés de l'effluent mais pas nécessairement inactivés. Ils restent actifs dans la couche de dépôt se développant en surface du filtre.

Il apparaît que les pathogènes même de taille inférieure au seuil de coupure du médium filtrant peuvent rester retenus par adsorption (voir point suivant). De plus, le colmatage du médium tend à réduire ce seuil de coupure, c'est-à-dire à favoriser la rétention de particules plus petites que le seuil de coupure.

FIGURE 8. FILTER CLASSIFICATION AND MATERIAL SCALE.



Source: Modified from UNEP 2005.

Figure 6 : Classification des filtres en fonction des tailles de pore/seuil de coupure. Keraita et al., 2014.

2.1.2. Absorption

À la différence de la rétention stérique, où les particules de tailles supérieures aux pores du massif filtrant (ou seuil de coupure) vont se retrouver retenues en surface, l'absorption, aussi appelée filtration en profondeur, se fait par capture à l'intérieur d'un massif filtrant. Ce mécanisme consiste à retenir, dans les espaces inter-granulaires, à l'intérieur du réseau poreux du massif filtrant utilisé, les particules dont la taille peut être inférieure au diamètre des pores. La taille de la particule, comparée à celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée et pourtant, lors de sa trajectoire tortueuse dans le matériau filtrant, des zones de moindre courant et des contacts particule/matériau (voir point suivant) vont permettre sa capture.

Les microorganismes ainsi retenus sont là aussi séparés de l'effluent mais pas nécessairement inactivés. Ce mécanisme se retrouve notamment dans les procédés de filtre à sable.

2.1.3. Adsorption

Il peut exister à la surface du média filtrant des liaisons hydrophobes ou ioniques qui, lorsqu'elles sont insatisfaites, peuvent attirer et retenir des substances étrangères comme des atomes, des ions, des molécules et des particules dont peuvent faire partie les microorganismes pathogènes.

Le mécanisme d'adsorption consiste en cette adhésion/fixation des pathogènes sur d'autres particules. Les substances adsorbées sont fermement maintenues ensemble en couches qui ne sont généralement épaisses que de quelques molécules. C'est un processus proportionnel à la température, exothermique et réversible. Les microorganismes sensibles à ce processus sont les plus petits à savoir les virus, voire certaines bactéries.

2.1.4. Décantation / Sédimentation

La décantation est un mécanisme qui permet de séparer physiquement, par mise à l'arrêt, des substances liquides non miscibles qui n'ont pas la même densité. Lorsque la décantation concerne un effluent constitué d'une phase liquide et d'une fraction solide en suspension, on parle alors de sédimentation. Sous l'effet de la gravité et de la mise au repos de l'effluent, les Matières En Suspension (MES) se déposent et s'accumulent au fond du contenant.

La vitesse de sédimentation d'une particule suit une loi physique et dépend de sa densité, mais aussi de la turbidité, température et viscosité dynamique de l'effluent. Les œufs d'helminthes et de protozoaires peuvent subir ces mécanismes, et leur vitesse de sédimentation varie de quelques millimètres par heure pour les protozoaires à quelques mètres par heure pour les helminthes. En revanche les virus et bactéries, trop petits et légers pour sédimenter seuls, nécessitent d'être attachés à de la matière susceptible de sédimenter. Le mécanisme en soi ne garantit pas l'inactivation des pathogènes. Ce mécanisme est à la base des procédés de décantation primaire.

2.1.5. Température

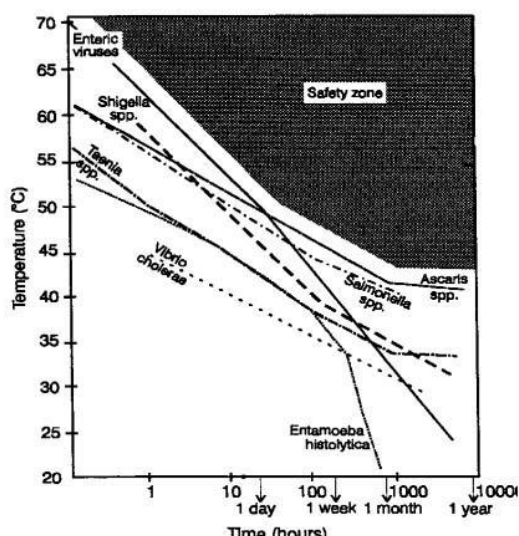


Figure 7 : Diagramme de dépérissement de différents types de microorganismes. Feachem et al., 1983.

L'augmentation de température est un mécanisme important à considérer pour l'inactivation des microorganismes, car aucun organisme vivant ne peut survivre à des températures au-delà d'un certain seuil. Les pathogènes sont donc inactivés de manière directe par une exposition à une température qui doit être supérieure à leur température optimale de croissance. Le temps d'exposition étant dépendant de la température et de l'espèce de l'organisme. Feachem et al. (1983) ont déterminé la courbe de mortalité thermique d'un certain nombre d'agents pathogènes entériques, présentée sur la Figure 7. Il y est indiqué une « zone de sécurité », pour des températures dites thermophiles supérieures ou égales à 45°C. L'atteinte et le maintien, dans toute la matière exposée, des couples temps/températures préconisés dans cette zone, permettraient

théoriquement de la rendre exempte de tout pathogène. Plus la température est élevée, plus la durée nécessaire à l'inactivation des pathogènes est courte. Ces données suggèrent qu'une inactivation directe et totale des pathogènes peut être atteinte avec les couples durée/température suivants : 7 minutes à 70°C ; 30 minutes à 65°C ; 2 heures à 60°C ; 15 heures à 55°C ou 3 jours à 50°C. En cas de traitement par exposition d'une matière à traiter à une température thermophile il est important de veiller à l'homogénéité de cette exposition pour en assurer la performance attendue.

En revanche, lorsque cette augmentation de température reste dans des fourchettes de températures dites ambiantes ou mésophiles (entre 0 et 45-50°C), elle ne peut plus être considérée comme un mécanisme permettant l'inactivation directe totale et rapide des pathogènes et notamment des œufs d'helminthes, dans la matière concernée. En revanche, ce mécanisme reste très important pour sa contribution indirecte à l'inactivation notamment des œufs d'helminthes, principalement par son impact sur l'augmentation de la vitesse de dessiccation (réduction de l'humidité). Il permet donc, associé avec d'autres mécanismes, de diminuer les temps de traitement nécessaires.

Dans le cas où la température ambiante est utilisée comme facteur indirect pour l'optimisation d'un procédé de traitement (par exemple un temps de stockage de matières de vidanges), il est important de considérer les valeurs les plus basses possiblement rencontrées pour le calcul de façon sécuritaire pour ne pas surestimer l'abattement possible. L'utilisation des températures ambiantes peut donc avoir un impact indirect important sur l'abattement des pathogènes pour certains procédés, en revanche ce mécanisme est variable et peu fiable et peut ainsi difficilement être utilisé à lui seul pour prédire les performances d'abattement de ceux-ci (Schönning et al., 2004 ; Rieck et al., 2012).

2.1.6. Déshydratation / Dessiccation

Le mécanisme de déshydratation correspond à la perte d'humidité au cours du temps. On parle de dessiccation pour désigner un mécanisme de déshydratation poussé voire total.

L'eau est indispensable au développement de l'activité biologique. En deçà de 12% d'humidité, toute activité biologique s'arrête, bien que celle-ci soit très ralentie bien avant que ce niveau ne soit atteint. Généralement, la teneur en humidité commence à être un facteur sévèrement limitant lorsqu'elle tombe en dessous de 35 à 40 %. (Austin, 2002)

La teneur en humidité des matières fécales fraîches est d'environ 80 % et diminue progressivement pendant la collecte et le stockage du fait de l'évaporation, renforcée par les installations de ventilation et l'apport éventuel de matériaux de recouvrement. Esrey et al. (1998) suggère d'atteindre un taux d'humidité inférieur à 25% pour favoriser une décroissance plus rapide de la charge pathogène. Selon Feachem et al. (1983), des niveaux d'humidité inférieurs à 5 % entraîneraient la désinfection complète et plus rapide des matières fécales et la mort des œufs helminthes. Cependant, tous les pathogènes ne possèdent pas la même sensibilité à ce paramètre.

Plusieurs études confirment que les œufs d'helminthes sont effectivement sensibles à la dessiccation (Endale et al., 2012). Des taux d'humidité inférieurs à 8% couplés à une température supérieure à 10°C permet d'assurer leur inactivation en quelques semaines.

En revanche, (Endale et al., 2012) met en évidence que la charge bactérienne est beaucoup moins sensible à la dessiccation que les virus ou les œufs d'helminthe. Même des niveaux d'humidité inférieurs à 5% ne permettent pas une réduction significative des temps de stockage recommandés pour atteindre un abattement de 6 log de la charge bactérienne. Dans leur étude, (Magri et al., 2013) identifient aussi que certaines bactéries, et par exemple certains sérovars de Salmonella, possèdent un certain nombre de défenses contre les effets de la dessiccation. Certains composants cellulaires peuvent aider à ralentir le processus de séchage et à empêcher la dessiccation complète, tandis que d'autres semblent maintenir la viabilité cellulaire en protégeant les membranes et les protéines à l'état desséché (Spector & Kenyon, 2012).

Les kystes de protozoaires sont très sensibles à la dessiccation, et cela affecte aussi leur survie à la surface des plantes (Snowdon et al., 1989 ; Asano, 1998).

De même, l'élimination des bactériophages est largement influencée par une dessiccation et un pH élevé (Decrey et al., 2011; Magri et al., 2013).

Certains paramètres permettent d'influencer la vitesse de dessiccation, notamment la température, et l'ajout de matériaux de recouvrement (cendre, chaux, etc.). Selon les contextes, et notamment la capacité

à garantir un environnement sans risque d'apport d'humidité, la dessiccation peut s'avérer être un paramètre facilement maîtrisable et donc fiable notamment pour l'élimination des œufs d'helminthes.

2.1.7. Irradiation UV

L'irradiation par rayons Ultra-Violet (UV) est un mécanisme qui permet, selon l'intensité appliquée, d'altérer directement ou indirectement les micro-organismes, et notamment les bactéries, virus et protozoaires, au niveau cellulaire ou génétique. Ce mécanisme permet donc une inactivation rapide et efficace de ces pathogènes, qui, ainsi altérés, deviennent incapables de se reproduire et perdent leur pouvoir d'infection. Elle est particulièrement efficace contre les bactéries qui ne produisent pas de molécules pigmentées pouvant absorber les rayonnements, ainsi que contre les virus qui ne sont pas actifs hors d'un hôte et ne sont pas capables de mettre en place des mécanismes de réparation (reviviscence). La reviviscence est liée au développement par l'organisme ciblé de mécanismes capables de régénérer la structure ADN : la photo-réactivation (monomérisation des dimères de pyrimidines), et l'excision-réparation (remplacement des nucléotides endommagés avec recombinaison des motifs non altérés). Les études menées montrent que la photo-réactivation est possible pour les germes Coliformes totaux et fécaux, *Escherichia coli*, *Streptomyces*, *Aerobacter*, *Penicillium*, *Saccharomyces* et *Micrococcus* (Suez, 2023).

Ce processus se retrouve spécifiquement dans les procédés de lagunage et désinfection à lampes UV.

2.2 Mécanismes chimiques

Les pathogènes peuvent être éliminés aux moyens d'espèces chimiques interagissant avec leurs composés cellulaires.

2.2.2 Coagulation-floculation

La coagulation est un mécanisme chimique qui consiste à déstabiliser les charges électrostatiques des particules en suspension dans les eaux usées par l'injection d'un coagulant (fréquemment des sels inorganiques d'aluminium ou de fer comme le chlorure ferrique ou le sulfate d'alumine). Ce coagulant neutralise les charges répulsives entre les particules (colloïdes) et ainsi facilite leur agglomération.

Utilisée fréquemment en complément, la floculation va mettre en jeu un floculant qui va agréger les particules précédemment coagulées pour former des agrégats/flocs qui seront plus facilement décantables. Les floculants sont des molécules composées de très longues chaînes carbonées qui vont agir un peu comme un « filet collant ». Ce sont souvent des polymères de haut poids moléculaire, ce qui facilite par la suite leur décantation, mais il existe également des floculants biosourcés comme *Moringa Oleifera* ou le Chitosane.

Virus et bactéries ont une forte affinité pour les matières organiques. Les bactéries se développent en colonies en sécrétant des polysaccharides qui vont permettre de constituer un biofilm, qui peut être fixé sur un substrat ou libre en solution (floc). Les œufs d'helminthes et oocystes de protozoaires peuvent également être piégés dans ces agrégats. La coagulation floculation est un mécanisme simple qui permet d'avoir un abattement des microorganismes allant jusqu'à 99% (2 Log). Cependant, les microorganismes peuvent survivre car ils ne sont pas particulièrement endommagés par ce mécanisme, mais peuvent être inactivés par les conditions anaérobies ou le pH acide des floes (Sinclair, 2010).

Ce processus est mis en jeu dans le procédé de traitement primaire amélioré coagulation-floculation-sédimentation.

2.2.3 Oxydation

L'oxydation est un processus chimique dans lequel un composé ou un élément perd des électrons, ce qui entraîne une augmentation de son état d'oxydation.

Comme toute matière organique, les micro-organismes peuvent être oxydés en réagissant avec des espèces chimiques oxydantes. Différents composants cellulaires peuvent ainsi être altérés, entraînant dans un premier temps la destruction des membranes (oxydation des polysaccharides, lipides et protéines, l'inactivation d'enzymes) conduisant à la création de pores, puis à partir de là la destruction des organites cellulaires et la dépolymérisation des acides nucléiques.

Généralement, des mécanismes existent pour protéger les cellules de l'oxydation. Les bactéries se développent dans un biofilm qui les protège, protozoaires et helminthes ont des formes de résistance (œufs et kystes) qui les isolent des oxydants. Une fois que les conditions s'améliorent, les microorganismes reprennent leur développement. Ces mécanismes ont tout de même des limites et au-delà d'un certain potentiel oxydatif les microorganismes sont tous détruits. La sensibilité des microorganismes à l'oxydation est inégale, les virus sont les plus sensibles, puis les bactéries et enfin les protozoaires et helminthes. Cela varie également d'une espèce à l'autre au sein de chacun des types de microorganismes. *Escherichia coli* est une bactérie relativement sensible à l'oxydation.

En général, les réactions d'oxydation sont favorisées dans des conditions alcalines (pH élevé), où la présence d'ions hydroxydes (OH^-) peut faciliter la réaction en fournissant des électrons supplémentaires. Certains oxydants sont dits faibles, du fait de leur pouvoir oxydant limité, lent et dépendant de conditions spécifiques. Parmi ceux-ci on retrouve l'oxygène (O_2) et le chlore (Cl^-). L'oxygène est un oxydant naturel abondamment présent dans la nature mais dont le potentiel d'oxydation dépend fortement du pH. Faible à pH neutre, il est alors inerte pour la matière organique, mais son pouvoir oxydant augmente avec le pH. Ainsi, en situation aérobie, lorsque le pH devient supérieur à 9 dans le milieu, des réactions d'oxydation par l'oxygène peuvent avoir lieu et participer à l'élimination des microorganismes les plus sensibles à l'oxydation, virus et bactéries. Ces conditions peuvent être observées dans le procédé des lagunes de maturation notamment.

Le chlore quant à lui est couramment utilisé, ajouté aux eaux à trait dans un procédé spécifique, pour une oxydation des matières organiques et microorganismes.

D'autres oxydants sont dits forts, du fait de leur plus grand potentiel d'attraction des électrons et donc d'oxydation des substances en contact. L'Ozone (O_3) notamment fait partie des oxydants forts mobilisés dans certains procédés de traitement des eaux usées.

2.2.4 Alcalinisation / Acidification (pH)

Les mécanismes d'alcalinisation et d'acidification consistent respectivement en l'augmentation et la baisse de la valeur du pH. Ces mécanismes chimiques sont importants dans l'inactivation des pathogènes. En effet, la majorité des pathogènes se développent dans un pH neutre (pH 7), et ne résistent pas à des conditions extrêmes (pH < 3 ou > 9 ou 10). Ainsi, le contrôle du pH peut permettre la réduction des germes pathogènes dans certains cas.

Concernant la charge bactérienne et les virus, plusieurs études confirment le fort impact d'un pH > 9 sur l'élimination de la charge bactérienne. Le temps nécessaire pour atteindre un abattement total variant selon la valeur du pH entre plusieurs jours (pH > 11) et plusieurs mois pour un pH autour de 9 (Endale et al., 2012). L'élimination des bactériophages est elle aussi largement favorisée par un pH élevé (Decrey et al., 2011 ; Magri et al., 2013).

2.2.5 Anoxie

La diminution pouvant aller jusqu'à l'absence totale d'oxygène disponible dans un milieu, dit alors en condition anoxique, est un mécanisme qui peut engendrer l'inactivation des pathogènes dits aérobies, c'est-à-dire qui nécessitent de l'oxygène pour vivre et se développer.

2.3 Mécanismes biologiques

Le traitement des eaux usées comprend généralement une étape de traitement biologique (ou traitement secondaire). Celle-ci fait intervenir des bactéries (biomasse épuratoire). Ces bactéries sont organisées en colonies sous la forme de floccs (culture libre : boues activées, lagunage naturel) ou de biofilm (cultures fixées : lit bactérien, filtres plantés). Au sein d'un procédé de traitement se crée un écosystème dans lequel les bactéries épuratrices se développent en compagnie d'autres organismes : la micro faune, comprenant protozoaires et métazoaires (Canler et al., 1999). Lors du traitement, les microorganismes présents dans les eaux usées vont être soumis à de multiples pressions au contact de l'écosystème du procédé de traitement. Toutefois, ces mécanismes ayant lieu à l'échelle d'écosystèmes entre différentes communautés, ils sont difficiles à quantifier et isoler.

2.3.2 Compétition

Une quantité limitée de nutriments ou d'oxygène crée une pression sur la ressource et plusieurs espèces s'en nourrissant peuvent entrer en compétition. L'espèce la moins adaptée aux conditions environnementales (pH, T°, etc.) verra son développement réduit jusqu'à éventuellement complètement disparaître. En dehors de l'intestin de l'homme, les microorganismes présents dans les eaux usées sont en général en conditions défavorables à leur survie et donc moins compétitifs face à des espèces indigènes présentes dans l'environnement.

Les algues, mais aussi les champignons, peuvent notamment entrer en compétition avec les bactéries pour les nutriments et les sources de carbone (Ansa et al., 2008), ou encore les différentes communautés bactériennes au sein d'un même biofilm (Kristian Stevik et al., 2004).

2.3.3 Prédation

La prédation est un processus reliant deux espèces de niveaux trophiques successifs, l'une se nourrissant de l'autre et assurant ainsi un contrôle sur sa population. A titre d'exemple, les vers de terre et les protozoaires peuvent se nourrir de bactéries. Néanmoins, il apparaît qu'une population peut se maintenir à un certain nombre limite minimal malgré la présence de prédateurs. Sous cette valeur, le déclin est faible voire absent, tandis qu'au-dessus, le déclin a lieu jusqu'à atteindre la valeur limite. Selon cette valeur, la prédation peut être plus ou moins efficace.

2.3.4 Antagonisme

Il s'agit d'un mécanisme similaire à l'action des particules à propriétés antimicrobiennes, qui consiste en la production biologique par certains organismes de molécules nuisibles pour certaines espèces. A titre d'exemple, les algues et les cyanobactéries produisent des toxines nocives pour certaines bactéries et pathogènes, et les bactéries des bactériocines ainsi que des acides organiques (Noble & Roberts, 2004a ; Kantachote et al., 2009 ; Doyle & Erickson, 2012).

2.3.5 Parasitisme

Le parasitisme consiste en l'infection d'un organisme par un autre d'une autre espèce. On distingue notamment les coliphages qui sont des parasites des bactéries, se répliquant dedans et induisant une destruction de l'hôte (Sharma et al., 2020).

2.4 Conclusion

Les mécanismes d'abattement des germes microbiologiques ont une efficacité variable selon les caractéristiques des différents types : virus, bactéries, protozoaires et helminthes. Après avoir détaillé les différents mécanismes pouvant avoir un effet sur les microorganismes, les prochaines parties présenteront leurs mises en œuvre dans les différents procédés de traitement. On retrouve généralement plusieurs mécanismes au sein d'un même procédé.

La conception, le dimensionnement mais aussi la maintenance et l'exploitation vont contribuer à optimiser, ou inhiber certains mécanismes lors du processus de traitement.

3. Les procédés de traitement collectifs des eaux usées

Le suivi de l'assainissement réalisé par les Nations Unies dans le cadre des objectifs de développement durable montre qu'à l'heure actuelle, 42% de la population mondiale a un accès à l'assainissement connecté à un réseau d'égout (UNWater, 2025). C'est 63 % de la population urbaine et seulement 14% des habitants en zones rurales. L'assainissement collectif, majoritaire en zone urbaine, permet de mutualiser des moyens pour l'assainissement, de centraliser le traitement et ainsi de pouvoir mettre en œuvre des procédés industriels de traitement de l'eau ou des sous-produits de l'assainissement. En fonction des objectifs poursuivis la filière de traitement est adaptée et peut mettre en jeu un, ou généralement plusieurs procédés différents en cascade. Ces procédés sont conçus pour abattre différentes formes de pollution. Tous ne sont pas efficaces pour éliminer les microorganismes, mais il est néanmoins important de connaître leur contribution pour concevoir une filière de traitement efficace et efficiente.

Après une présentation générale des différentes formes de pollutions présentes dans les eaux usées, puis des différentes étapes du traitement de l'eau, les performances des principaux procédés seront présentées par étape (traitements primaires, puis secondaires et enfin tertiaires). Au sein de chacune de ces étapes les procédés ont été organisés par niveau croissant de demande énergétique, c'est-à-dire des procédés les plus extensifs aux plus intensifs. Le niveau de performance n'est pas forcément corrélé au degré d'intensification, d'autres paramètres comme la compacité entre en jeu.

La présentation de chacun des procédés suit la même structure. Après une description du mode de fonctionnement qui permettra de faire le lien avec les mécanismes de traitement décrits plus haut, une synthèse des performances relevées dans la littérature est présentée. Des valeurs pour chaque groupe de microorganismes, parfois pour différents indicateurs, sont présentées. Il arrive fréquemment que les valeurs observées ne correspondent pas tout à fait entre les études. Cela s'explique par un certain nombre de facteurs comme la qualité des eaux d'entrée, les caractéristiques de l'effluent traité, le soin apporté à l'entretien, la saison etc. Le paramètre le plus important pour expliquer ces différences est celui de la conception de chaque ouvrage. A titre d'exemples, la maille des filtres, le temps de séjour dans le procédé, la dose de réactifs utilisée conditionnent fortement les performances. Pour rester synthétique, certains de ces paramètres sont parfois décrits dans les tableaux de synthèse mais ils sont repris et développés dans le texte. Pour chaque valeur présentée les références sont citées dans le tableau.

Pour réaliser une comparaison globale des performances des différents procédés, chaque tableau propose pour chaque groupe de microorganismes une valeur en **gras**. Elle correspond à la valeur haute de la fourchette des performances qui font consensus, et proviennent généralement des Directives de l'OMS (2006) ou de cadres réglementaires nationaux.

Par la suite les produits sortants du procédé sont décrits, assortis de précautions quant à leur utilisation. Différentes variantes du procédé ou combinaisons sont parfois présentées avec les performances associées. Enfin, quelques références bibliographiques pour approfondir les connaissances.

3.1 La pollution dans les eaux usées

La pollution dans les eaux usées est présente sous trois formes :

- **La pollution particulaire**, dite aussi décantable, qui est représentée par les matières en suspension (MES). On y retrouve toutes les particules supérieures à 10 μm . La fraction particulaire de la pollution a une part minérale (sable, pollen, limons etc.) et une part organique (matière organique, floccs, fragment de biofilm, etc.). La plus grande partie des microorganismes sont organisés en groupes ou colonies, au sein d'un biofilm qui peut être fixé à de la matière ou libre (floc).
- **La pollution colloïdale** : constituée de très petites particules (0,001 à 10 μm) qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes et peuvent même traverser certains filtres (argiles, bactéries, oxydes et hydroxydes, etc.). Du fait de leur naturelle grande stabilité, elles n'ont pas une tendance naturelle à s'accrocher les unes aux autres. La fraction colloïdale est la principale responsable de la turbidité et de la couleur de l'eau. On y retrouve les microorganismes en phase libre, lorsqu'ils ne sont pas associés en colonies, floccs ou biofilm.

- **La pollution dissoute**, qui englobe toutes les particules solubles dissoutes dans l'eau.

Le traitement des eaux usées est réalisé par plusieurs étapes de traitement successives. Les parties suivantes détaillent pour chaque procédé les abattements sur les différents types de microorganismes identifiés dans la littérature.

La caractérisation des produits et sous-produits de l'assainissement réalisée dans la première partie a permis de montrer que les microorganismes sont présents en quantité très importante. De ce fait, la réduction des germes pathogènes est exprimée en logarithmes décimaux, notés Log10 et plus simplement Log. Chaque unité de Log correspond à une réduction d'un facteur dix. Ainsi, un abattement de 1 Log représente une réduction du pathogène concerné de 90%. Si la population d'origine est de 100 (10x10), seuls 10 germes auront survécu. Une réduction de 2 log correspond donc à une élimination de 99% du pathogène concerné, de 3 Log de 99,9%, etc (Tableau 10).

Les œufs d'helminthes étant présents en concentration « relativement faible » (le plus souvent de l'ordre du millier par litre), leur abattement est parfois exprimé en pourcentage, qui pour des faibles valeurs est une unité plus parlante que le log.

Tableau 10 : Application d'un abattement log sur une population initiale de 100 millions de micro-organismes.

Réduction		Sur 100 millions de germes	
(Log)	(%)	Restants	Éliminés
0	0	100 000 000	0
1	90	10 000 000	90 000 000
2	99	1 000 000	99 000 000
3	99,9	100 000	99 900 000
4	99,99	10 000	99 990 000
5	99,999	1 000	99 999 000
6	99,9999	100	99 999 900
7	99,99999	10	99 999 990
8	99,999999	1	99 999 999

3.2 Le traitement des eaux usées

Le traitement des eaux usées est un processus qui vise à éliminer les contaminants et les polluants des eaux usées, en vue d'obtenir des eaux traitées présentant une qualité adaptée au mode de rejet ou réutilisation envisagé.

Le traitement des eaux usées fait généralement appel à plusieurs procédés de traitement placés en série, que l'on appelle « filière de traitement ». Au sein d'une station d'épuration, on distingue la « file eau », c'est-à-dire l'ensemble des étapes de traitement que vont subir les eaux usées, de la « file boue » qui gère les sous-produits de l'assainissement, en particulier les boues, mais aussi éventuellement des graisses, sables, déchets solides. Les boues peuvent être valorisées moyennant des traitements permettant d'obtenir la siccité et le niveau d'hygiénisation adapté à l'usage visé. Les procédés de traitement des boues seront abordés dans la partie 4.

Chacun des procédés de traitement repose sur un ou plusieurs mécanismes, tels qu'ils ont été décrits dans la partie précédente (2.).

De manière conventionnelle, il y a quatre étapes à considérer dans le traitement des eaux usées :

- **Le prétraitement** vise à protéger les ouvrages en aval (pompes, vannes, ...) des éléments les plus grossiers qui pourraient venir les endommager. Pour cela il vise la pollution particulière la plus grossière tels que les graviers, les roches et toute autre matière flottante (le plastique, le bois, etc.), et parfois même les corps gras, les huiles et les graisses, le sable. Les procédés de prétraitement, tels que les dégrilleurs, séparateurs de graisses et désableurs, ne permettent pas d'abattement au niveau des microorganismes ni d'aucuns éléments nutritifs. Ils ne seront donc pas présentés dans ce document en détail. Se référer à la littérature technique existante pour

- davantage d'informations (Asano, 1998 ; Mara, 2004 ; Von Sperling et al., 2006 ; Asano, 2007).
- **Le traitement primaire classique** mobilise des mécanismes principalement physiques pour éliminer la fraction particulaire de la pollution. Dans certains cas, il peut être associé un traitement chimique (coagulation-floculation) pour piéger également la fraction colloïdale. On parle alors de **traitement primaire amélioré**.
 - **Le traitement secondaire** vise principalement l'élimination de la pollution organique dissoute et colloïdale (DBO₅). Il mobilise la biomasse épuratoire en créant des conditions favorables à la mise en œuvre des mécanismes biologiques permettant la biodégradation des pathogènes, le plus souvent associée à une séparation physique des boues secondaires, constituées de la biomasse en excès.
 - Et le **traitement tertiaire** : qui n'est pas systématiquement mis en œuvre, mais qui correspond à l'affinage du traitement des eaux par une élimination spécifique de certains composants comme le phosphore ou les microorganismes pathogènes. Il mobilise fréquemment des mécanismes physico-chimiques (filtration, oxydation, irradiation, etc.) et nécessite, pour assurer la mise en œuvre optimale de ceux-ci, un effluent peu turbide d'où sa place en fin de filière.

Dans la partie suivante, les procédés de traitement des eaux usées pour chacune des trois étapes (primaire, secondaire et tertiaire) seront décrits principalement sous l'angle de leur capacité à éliminer les microorganismes pathogènes, plutôt qu'à travers leurs principes et leur fonctionnement, qui sont présentés en détail dans certains documents de référence cités.

Il convient de préciser que l'évaluation précise des effets du traitement sur les microorganismes pathogènes reste difficile, du fait des caractéristiques spécifiques de chaque configuration et des difficultés d'échantillonnage et d'analyse. Les différentes sources bibliographiques dont sont issues les données permettent de renseigner des abattements, exprimés en unités Log par type de pathogènes. **On retiendra que les valeurs d'abattement énoncées sont à envisager dans le cas du fonctionnement optimal du procédé de traitement.**

3.3 Traitement primaire

3.3.1 Traitement primaire classique : Décanteur/ Ouvrage de sédimentation primaire

Type de traitement	Type d'effluent entrant	Mécanismes mobilisés	Produit sortant
Primaire classique	Eaux brutes, Eaux noires, Eaux grises	Physique : sédimentation	- Effluent primaire, - Boues primaires : siccité ~5%, MVS 40 à 60%

Description du procédé

Les décanteurs ou cuve de sédimentation, correspondent à un bassin dont le volume est défini pour permettre un temps de séjour hydraulique de plusieurs heures. La vitesse d'écoulement obtenue au sein du bassin conditionne le niveau de traitement : les particules les plus grosses ont une vitesse de sédimentation supérieure à la vitesse d'écoulement dans le bassin et vont se déposer, alors que les particules dont la vitesse de sédimentation est inférieure à la vitesse d'écoulement dans le bassin vont le traverser. Les matières décantables se déposent au fond de l'ouvrage, formant les boues dites primaires, d'où elles sont régulièrement retirées. Ces boues primaires sont très riches et ont un potentiel méthanogène important.

Le principal mécanisme responsable de l'abattement des pathogènes dans ces procédés est la sédimentation, directe pour les plus gros (helminthes, protozoaires) et indirecte, par adsorption aux MES, pour une fraction des plus petits (virus, bactéries).

Performances

La décantation primaire est l'étape du traitement qui élimine la plus grande partie des microorganismes pathogènes : de l'ordre de 90 %, tout type de microorganismes confondus. On retiendra donc la valeur de 1 Log pour les 4 types de microorganismes, bien que les performances diffèrent d'un indicateur à l'autre

et entre les études (Tableau 11). Compte tenu des concentrations initiales, les performances restent modestes et insuffisantes pour une utilisation sans risque des effluents primaires.

Tableau 11 : Performances des traitements primaires simples sur les différents types de microorganismes

Microorganisme	Abattement (Log)	Abattement (%)	Référence
Bacteries	1	90,0%	D OMS, 2006
Bacteries	1	90,0%	Kamizoulis et al., 2008 ; Feachem et al., 1983
Coliformes fécaux	0,7	78,5%	Feachem et al., 1983
Coliformes fécaux	2,1	99,1%	Asano, 1998
Coliformes fécaux	0,5	68,4%	Lucena et al., 2004
Coliformes fécaux	1	90,0%	Godfree & Farrell, 2005
Coliformes totaux	1,8	98,2%	Asano, 1998
<i>Escherichia coli</i>	0,6	72,2%	Feachem et al., 1983
<i>Escherichia coli</i>	0,5	68,4%	D Australian Guidelines, 2006
Entérocoques fécaux	0,4	60,2%	Lucena et al., 2004
Streptocoques fécaux	0,7	78,5%	Feachem et al., 1983
Campylobacter	0,5	68,4%	D Australian Guidelines, 2006
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0,6	76,7%	Feachem et al., 1983
Salmonella	3	99,9%	Jimenez, 2003
Salmonella	1	90,0%	Godfree & Farrell, 2005
salmonella	2	99,0%	Feachem et al., 1983
<i>Salmonella typhi</i>	0,7	78,5%	Feachem et al., 1983
<i>Salmonella typhi</i>	0,9	86,7%	Feachem et al., 1983
Virus	1	90,0%	D OMS, 2006
Virus	0,1	20,6%	D Australian Guidelines, 2006
Virus	1	90,0%	Feachem et al., 1983
Virus	0,1	15,5%	leong, 1983
Bactériophage ARN F-Spé	0,3	49,9%	Lucena et al., 2004
Bactériophage F2	0,6	72,2%	leong, 1983
Bactériophage	0,4	60,2%	Lucena et al., 2004
Coliphage	0,8	82,2%	Asano, 1998
Coliphages somatiques	0,3	49,9%	Lucena et al., 2004
Enterovirus	0,3	53,6%	Godfree & Farrell, 2005
Enterovirus	0,9	87,1%	leong, 1983
Enterovirus	0,9	88,0%	Feachem et al., 1983
Enterovirus	1,7	98,1%	Asano, 1998
Enterovirus	2	99,0%	Jimenez, 2003 ; Kamizoulis et al., 2008
Protozoaires	1	90,0%	D OMS, 2006
Protozoaires	1	90,0%	Feachem et al., 1983
Spores de bactéries ASR	0,4	60,2%	Lucena et al., 2004
Clostridium	0,5	68,4%	D Australian Guidelines, 2006
Cryptosporidium	0,5	68,4%	D Australian Guidelines, 2006
Cryptosporidium	0,0	1,8%	Jimenez, 2003
Cryptosporidium (oo)cystes	1,1	92,8%	Asano, 1998
<i>Entamoeba histolytica</i> cysts	0,7	80,6%	Feachem et al., 1983
Giardia	0,7	80,6%	Jimenez, 2003 ; Kamizoulis et al., 2008
Giardia cystes	1,9	98,7%	Feachem et al., 1983
Giardia cystes	1,2	93,5%	Asano, 1998
Œufs d'Helminthes	< 1	< 90%	D OMS, 2006
Œufs d'Helminthes	2	99,0%	D Australian Guidelines, 2006
Œufs d'Helminthes	1	90,0%	Jimenez, 2003 ; Kamizoulis et al., 2008 ; Feachem et al., 1983
Œufs d'Helminthes	0,3	49,9%	Keraita et al, 2014

En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, le traitement primaire élimine la plus grande partie de la fraction particulaire de la pollution : 55 à 65% des MES, et de ce fait 25 à 30% de la DBO₅ et la DCO

(Canier & Perret, 2013). Les nutriments comme l'azote et le phosphore ne sont que partiellement éliminés (25 à 30%). Cela présente un avantage en cas de réutilisation notamment en agriculture.

Produit sortant

Le produit sortant peut être appelé effluent primaire. Il est encore chargé en pathogènes, notamment la fraction des virus et bactéries naturellement non fixés aux MES.

Sous-produit

Les boues primaires produites sont riches en matières inorganiques mais aussi organiques, chargées en microorganismes pathogènes qui se sont accumulés par sédimentation (notamment les helminthes, protozoaires, et en moindre proportions virus et bactéries naturellement fixés aux MES).

Elles possèdent une bonne aptitude au traitement d'épaississement et de déshydratation (Canier & Perret, 2013). Elles présentent une siccité d'environ 4 à 7%, et un taux de MVS entre 40 et 60%.

Elles sont généralement mélangées avec les boues secondaires biologiques générées par les étapes de traitement en aval pour leur valorisation et constituent alors des boues mixtes.

Variantes

D'autres types d'unités de traitement peuvent également être envisagées pour fournir un niveau de traitement primaire à des eaux usées brutes ou noires, soit de manière autonome ou comme première étape d'une chaîne de traitement plus longue.

Parmi ces variantes, le décanteur lamellaire est une version améliorée du décanteur classique qui augmente la surface de décantation pour permettre d'optimiser le mécanisme de sédimentation, réduisant le temps de traitement et la surface au sol mais sans amélioration de l'abattement en pathogènes.

D'autres variantes existent, mais qui cette fois ajoutent au mécanisme physique de sédimentation un mécanisme biologique de biodégradation par digestion anaérobie (décanteur/digesteur). Le traitement de la DBO₅/DCO peut y être optimisé mais les performances d'abattement des pathogènes restent similaires. Les boues sont donc en partie stabilisées/minéralisées par rapport à celles issues de la décantation classique, mais restent aussi chargées en pathogènes. Elles présentent en revanche l'avantage d'être plus propices à la déshydratation par rapport aux boues primaires ou secondaires non digérées. On peut citer : la lagune anaérobie (composant de la filière lagunage présentée, dont les performances sont comparables à celle d'un traitement primaire, voir Tableau 14), la fosse septique et sa variante Fosse Imhoff (Décanteur Digesteur), le réacteur Anaérobie à Chicane (RAC), et le réacteur anaérobie à flux ascendant (UASB), qui peut être utilisé pour les Eaux Usées Brutes ou noires mais aussi pour les boues et matières de vidange liquides.

Pour approfondir

Mara, 2004 ; Von Sperling et al., 2006 ; Monvois et al., 2010

3.3.2 Traitement primaire amélioré : Coagulation/floculation

Type de traitement	Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Primaire amélioré	Eaux brutes, Eaux noires, Eaux grises	Chimique : . Coagulation – floc. Physique : . Sédimentation	Effluent primaire, boues primaires physico-chimiques (siccité 4-5%)

Description du procédé

Les procédés de traitement primaire amélioré visent à accroître l'efficacité du traitement primaire classique en atteignant l'abattement d'une partie de la pollution colloïdale, via la mobilisation en complément du mécanisme physique de décantation/sédimentation, des mécanismes physico-chimiques de coagulation-floculation (cf. partie 2.2.1).

Performances

L'abattement des pathogènes dans ces procédés étant principalement corrélé au mécanisme de

décantation des MES, l'abattement se retrouve de fait amélioré par la coagulation-floculation. Les directives de l'OMS considèrent un abattement de 2 log (99 %) pour les bactéries, virus et protozoaires et même de 3 log (99,9%) pour les Helminthes (Tableau 12). On note une grande variabilité des valeurs, en fonction des types de coagulants, de concentrations, d'indicateurs, au sein de chaque type de microorganismes. Il y a moins de données pour les protozoaires et les helminthes, qui par leurs tailles sont à priori bien éliminés.

L'amélioration du traitement de sédimentation primaire par une coagulation-floculation préalable permet une élimination accrue des MES, allant de 50–65% à plus de 70%. L'abattement de la DBO₅ et DCO est lui aussi amélioré entre 55 et 60% (Canier & Perret, 2013), de même que l'azote et le phosphore dans les mêmes proportions.

Tableau 12 : Performances de traitements primaires améliorés sur les différents types de microorganismes.

Conditions	Microorganisme	Abattement		Référence
		(Log)	(%)	
Décantation améliorée	Bactéries	2	99,0%	D OMS 2012 P.93
Décantation améliorée	Bactéries	1	90,0%	Kamizoulis et al., 2008
Décantation améliorée	Bactéries	0,9	87,1%	Godfree & Farrell, 2005
Décantation améliorée	Coliformes fécaux	1	90,0%	Jimenez et al., 2003
Chaux	Coliformes fécaux	2,3	99,5%	Lucena et al. 2004
Chaux (>1000 mg/L)	Coliformes fécaux	4,5	100,0%	Jimenez et al., 2011
Chlorure ferrique	Coliformes fécaux	0,7	80,0%	Lucena et al. 2004
Moringa Oleifera	Coliformes fécaux	4,4	100,0%	Keraita et al., 2014
Moringa Oleifera (150mg/L)	Coliformes fécaux	2,5	99,7%	Mangale & Sapana al., 2012
Moringa oleifera (extrait, 1 mg/L)	<i>Escherichi coli</i>	2,7	99,8%	Silveira et al., 2020
Moringa oleifera (albumine, 10 mg/L)	<i>Escherichi coli</i>	7	100,0%	Silveira et al., 2020
Moringa oleifera(globuline, 10 mg/L)	<i>Escherichi coli</i>	7	100,0%	Silveira et al., 2020
Chlorure ferrique	Stréptocoques fécaux	0,5	68,4%	Lucena et al. 2004
Chaux	Stréptocoques fécaux	1,2	93,7%	Lucena et al. 2004
Décantation améliorée	<i>Pseudomona aeruginosa</i>	1	90,0%	Jimenez et al., 2003
Décantation améliorée	Salmonella	1	90,0%	Jimenez et al., 2003
	Virus	2	99,0%	D OMS 2012 P.93
Décantation améliorée	Virus	2	99,0%	Kamizoulis et al., 2008
Décantation améliorée	Virus	3	99,9%	Jimenez et al., 2003
Chlorure ferrique	Bactériophage ARN F-Spé.	0,3	49,9%	Lucena et al. 2004
Chaux	Bactériophage ARN F-Spé.	2,1	99,2%	Lucena et al. 2004
Chlorure ferrique	Bactériophages somatiques	0,4	60,2%	Lucena et al. 2004
Chaux	Bactériophages somatiques	0,7	80,0%	Lucena et al. 2004
Chlorure d'aluminium	Bactériophage, poliovirus 1	3	99,9%	Feachem et al., 1983
	Protozoaire	2	99,0%	D OMS 2012 P.93
Décantation améliorée	Protozoaire	1	90,0%	Kamizoulis et al., 2008
Décantation améliorée	Protozoaire	0,9	87,1%	Jimenez et al 2011
Décantation améliorée	Œufs d'Helminthes	3	99,9%	D OMS 2012 P.93
Décantation améliorée	Œufs d'Helminthes	2	99,0%	Kamizoulis et al., 2008 ; Jimenez, 2003
Moringa oleifera	Œufs d'Helminthes	1,2	94,3%	Keraita et al., 2014

Produit sortant

Le produit sortant est aussi appelé effluent primaire. Même si les performances du traitement sont améliorées par rapport au traitement primaire classique, notamment une partie de la fraction des bactéries et virus fixée aux MES, il reste encore chargé en pathogènes.

Sous-produit

Ces procédés génèrent des boues primaires dites « physico-chimiques ». On y retrouve les produits coagulants/floculants employés. En fonction de leur nature organique ou minérale, cela influence la composition et notamment le taux de MVS des boues où ils se retrouvent accumulés (plus l'usage de coagulants/floculants minéraux est important plus le taux de MVS diminue). La part de microorganismes contenue dans la pollution colloïdale piégée grâce à ce traitement (1 à 2 log supplémentaire par rapport aux boues primaires) vient aussi s'ajouter à la composition de ces boues.

Elles possèdent une bonne aptitude au traitement d'épaississement et de déshydratation, une siccité d'environ 4 à 7 % et un taux de MVS entre 40 et 60 % (Canier & Perret, 2013).

Elles sont généralement mélangées avec les boues secondaires biologiques générées par les étapes de traitement en aval pour leur traitement, et constituent alors des boues mixtes.

Variantes

Des recherches sont en cours concernant l'utilisation de coagulants bio-sourcés, qui peuvent avoir un intérêt si la ressource est présente localement à un coût intéressant.

- Floculation avec *Moringa oleifera*

On note notamment les travaux de (Silveira et al., 2020) sur l'utilisation de la poudre de graines de *Moringa Oleifera*, qui permet à la fois un effet coagulant, mais aussi un effet potentiellement amélioré sur l'abattement des pathogènes grâce à des molécules aux propriétés antibactériennes. Pour plus d'informations sur le procédé et les abattements se référer à (Nkurunziza et al., 2009 ; Sapana et al., 2012 ; Keraita et al., 2014 ; Silveira et al., 2020).

- Floculation au chitosane

Le chitosane, issu de la désacétylation de la chitine, elle-même issue du broyage de carapaces de crustacés, est également en cours d'études. Pour plus d'informations se référer à (Crini et al., 2019).

Pour aller plus loin

Von Sperling et al., 2006 ; Canier & Perret, 2007

3.3.3 Conclusions sur les traitements primaires

Les procédés de traitement primaire permettent une réduction significative de la pollution présente sous forme particulaire, c'est à dire des matières en suspension (MES), mais aussi d'une partie de la pollution colloïdale dans le cas de traitements primaires améliorés.

Concernant l'abattement en pathogènes, les traitements primaires **ne présentent pas des performances suffisantes pour envisager une réutilisation directe des effluents sortants ou valorisation directe des boues** en sortie sans autre barrière de protection, mais réalisent tout de même un abattement pouvant aller jusqu'à **1 log pour le traitement primaire classique soit 90% de la charge pour les 4 types de pathogènes** constaté dans l'effluent entrant, et **jusqu'à 2 log soient 99% de cette charge pour les procédés de traitement améliorés** (Tableau 13).

Concernant spécifiquement les helminthes, il est important de préciser que l'abattement de 1 log soient 90%, représente une réduction substantielle et de fait intéressante, compte tenu de leur présence fréquente dans les eaux brutes dans les pays du sud. Cette réduction peut atteindre **3 log soit 99,9%** dans le cas de traitements primaires améliorés. **Ce type de traitement est donc particulièrement intéressant pour l'abattement de ces pathogènes, qui sont peu sensibles aux mécanismes mis en œuvre dans les procédés de traitements secondaires et tertiaires.**

Le traitement primaire est d'importance primordial pour réduire la pollution particulaire et colloïdale, cet abattement étant de plus nécessaire pour assurer l'efficacité des traitements secondaires et tertiaires.

Tableau 13 : Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement primaire.

	Bactéries	Virus	Protozoaires (kystes)	Helminthes (œufs)
Décanteur primaire et variantes	1	1	1	1
Coagulation-floculation physico-chimique et décantation	2	2	2	2

3.4 Traitement secondaire

3.4.2 Lagunage

Les bassins de lagunages sont des bassins de profondeurs variables en fonction des configurations, au travers desquels circule gravitairement, lentement, et sur plusieurs jours, l'effluent à traiter. On distingue 3 types de bassins, chacun pouvant être considéré comme un procédé distinct qui, du fait de son dimensionnement et de la qualité des effluents qu'il reçoit, réalise un type de traitement spécifique :

- Le bassin anaérobie, le plus profond (de 2 à 5m), cité parmi les variantes du décanteur primaire. Il réalise un **traitement primaire** grâce aux mécanismes de sédimentation des MES et de biodégradation anaérobie de la matière organique en profondeur. Ses performances (Tableau 14) correspondent à celles du traitement primaire (voir Tableau 13), voire un peu plus (2 log) sur les œufs d'Helminthes.
- Le bassin aérobie/anaérobie facultatif, de profondeur intermédiaire (1,5 à 2m), réalise un **traitement secondaire** ciblé sur la fraction dissoute de la pollution et sera détaillé dans cette partie.
- Et enfin le bassin de maturation, peu profond (1 à 1,5 m), a la charge du **traitement tertiaire** et plus spécifiquement de l'abattement des pathogènes. Son fonctionnement et ses performances sont détaillées dans la partie sur les traitements tertiaires.

Le lagunage naturel peut être utilisé à toutes les étapes de traitement des eaux usées, seul, avec plusieurs bassins en série, ou combiné à d'autres procédés dans une filière. L'utilisation de multiples bassins comme filière s'est largement développée dans les années 70-80 et est très couramment utilisée dans les pays du Sud encore aujourd'hui. Le procédé est particulièrement bien adapté aux contraintes locales. Il bénéficie des températures chaudes réduisant l'empreinte foncière des bassins (5m²/EH au delà de 25°C, contre 11m²/EH en climat tempéré quand la température descend sous 10°C). Les besoins en exploitation et maintenance sont faibles. Si les performances sont limitées sur les paramètres physico-chimiques classiques (EPNAC, 2015), elles sont en revanche particulièrement intéressantes sur les pathogènes dans un objectif de réutilisation. Enfin, le volume important des bassins permet des effets de stockage, autre dimension importante dans une optique de Reut.

Nous détaillerons dans cette partie le bassin aérobie/anaérobie facultatif en tant que procédé de traitement secondaire des eaux usées, mais aussi les performances du bassin anaérobie en tête ainsi que de la filière complète de lagunage naturel (1 bassin anaérobie, 1 bassin facultatif et 3 bassins de maturation en série).

Les bassins aérobie/anaérobie facultatifs

Type de traitement	Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Secondaire Extensif	Effluents primaires	<u>Biologiques</u> : Biodégradation aérobie et anaérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme <u>Physiques</u> : Sédimentation, Adsorption, Température, irradiation UV <u>Chimique</u> : oxydation, alcalinisation	Effluents secondaires Boues secondaires liquides (siccité ~15%, MVS < 50%)

Description

Ces bassins reçoivent des effluents primaires, en sortie de bassin anaérobie ou d'un autre procédé de traitement primaire, et réalisent un traitement secondaire. Leur profondeur intermédiaire (1,5 à 2 m) et le temps de rétention plus long que les bassins anaérobies (de 4 à 5 jours selon la température notamment) requièrent généralement une grande surface au sol.

Le fond du bassin est en condition anaérobie alors que la partie supérieure est aérobie. Des mécanismes différents mais complémentaires ont lieu dans ces deux strates. Les algues jouent un rôle important dans le fonctionnement des bassins. Leur production d'oxygène grâce à la photosynthèse amène de l'oxygène sur la hauteur d'eau dans laquelle le rayonnement solaire pénètre. L'oxygène provient sinon uniquement de la diffusion depuis l'atmosphère et reste limitée aux premiers cm du bassin. La nuit en revanche les algues consomment l'oxygène. La hauteur des zones aérobie et anaérobies varie sur 24h, d'où le nom de bassin aérobie/anaérobie facultatifs.

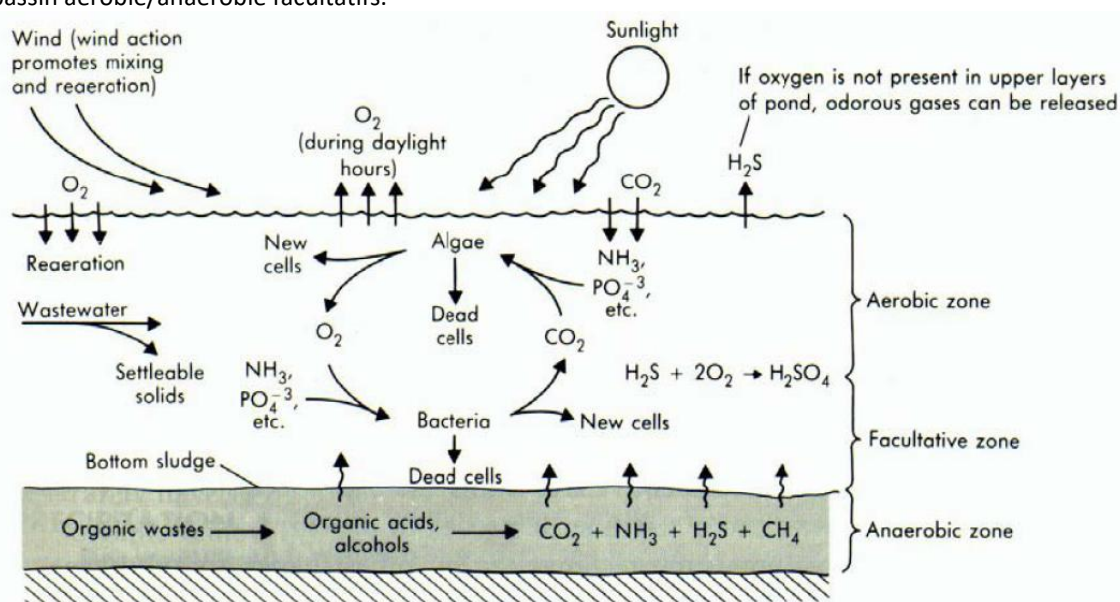


Figure 8 : Fonctionnement schématique d'une lagune facultative. Metcalf & Eddy 2014.

Performances

Ces bassins sont spécifiquement conçus pour l'élimination de la DBO_5 , qui peut atteindre jusqu'à 90%.

Concernant le traitement de l'azote, celui-ci peut atteindre un abattement de 30 à 50% dans les bassins facultatifs. Il se fait par divers mécanismes, dont les principaux sont : la volatilisation de l'ammoniac sous forme NH_3 (le plus important), l'assimilation de l'azote organique par les algues (qui peut représenter jusqu'à 10 à 20% des pertes d'azote constatées dans l'effluent sortant, et constituer de 6 à 12% en poids sec du matériel cellulaire des algues), et dans une très faible mesure la nitrification-dénitrification (Von Sperling et al., 2006).

Concernant le traitement du phosphore, celui-ci se fera en partie par extraction du phosphore organique contenu dans les algues et les bactéries (abattement estimé à environ 10%), mais aussi si les conditions pH (>9) le permettent, par précipitation des phosphates en struvite ou hydroxyapatite. Dans les bassins facultatifs, on peut retenir que l'abattement du phosphore est généralement inférieur à 35% (Von Sperling et al., 2006).

Concernant l'abattement des pathogènes, plusieurs mécanismes ont lieu dans un bassin de lagunage :

- La décantation : la fraction de MES restante dans les effluents primaires (et les microorganismes qui lui sont associés) peut décanter grâce au long temps de séjour dans les bassins.
- Tous les mécanismes biologiques (compétition, prédation, antagonisme, parasitisme) ont lieu dans un bassin de lagunage qui recrée un écosystème aquatique.
- Les mécanismes tels que l'irradiation UV, l'acidification et l'oxydation participent au traitement dans un bassin aérobie facultatif, mais leur impact est moindre que dans les bassins de maturation qui vise à les maximiser.

Selon Von Sperling et al. (2006) un abattement jusqu'à 2 log peut être considéré pour les bactéries par sédimentation, et un abattement quasi-total peut être envisagé pour les kystes de protozoaires et les helminthes, le temps de séjour étant un paramètre important pour la maîtrise de cet abattement. Ce sont ces valeurs-là qui sont reprises par l'OMS.

Concernant les microorganismes libres (non fixés au particulaire), leur abattement ne sera pas significatif dans ces bassins aérobie/anaérobie facultatifs.

Tableau 14 : Performances des lagunes anaérobies, lagunes facultatives et des filières complètes de lagunage, sur les différents types de microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Lagune anaérobie (TS = 1 j, 25°C)	Coliformes fécaux	0,9	Mara, 2004
Lagune anaérobie (TS = 6,8 j, 25°C)	Coliformes fécaux	1	Mara, 2004
Lagune anaérobie	Coliformes fécaux	1,5	Cross et al., 2021
Lagune anaérobie (TS = 1 j, 25°C)	Campylobacter	0,8	Mara, 2004
Lagune anaérobie (TS = 1 j, 25°C)	Salmonella	0,7	Mara, 2004
Lagune anaérobie (TS = 1 j, 25°C)	enterovirus	0,4	Mara, 2004
Lagune anaérobie (TS = 1 j, 25°C)	rotavirus	0,8	Mara, 2004
Lagune anaérobie (TS = 6,8 j, 25°C)	Œufs d'Helminthe	1,9	Mara, 2004
Lagune facultative	Bactérie	2	D OMS, 2006
Lagune facultative	Bactérie	2	Von Sperling et al., 2006
Lagune facultative	Coliformes fécaux	2	Cross et al., 2021
Lagune facultative (TS = 5 j, 25°C)	Coliformes fécaux	0,9	Mara, 2004
Lagune facultative	E. coli	2,9	Maïga et al 2009 p. 1369
Lagune facultative	Enterocoques	2,2	Maïga et al 2009 p. 1369
Lagune facultative (TS = 5 j, 25°C)	Campylobacter	2	Mara, 2004
Lagune facultative	Virus	1	D OMS, 2006
Lagune facultative	Virus	1	Von Sperling et al., 2006
Lagune facultative (TS = 5 j, 25°C)	Enterovirus	0,9	Mara, 2004
Lagune facultative (TS = 5 j, 25°C)	Rotavirus	0,7	Mara, 2004
Lagune facultative	Protozoaire	4	D OMS, 2006
Lagune facultative	Protozoaire	6-total	Von Sperling et al., 2006
Lagune facultative	Œufs d'Helminthe	> 3	D OMS, 2006
Lagune facultative	Œufs d'Helminthe	6-total	Von Sperling et al., 2006
Lagune facultative (TS = 5 j, 25°C)	Œufs d'Helminthe	2	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Bactéries	6,0	D OMS, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Bactéries	6,0	Feachem et al., 1983 ; Von Sperling et al., 2006 ; Kamizoulis et al., 2008
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Coliformes fécaux	6,0	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Coliformes fécaux	7,0	Feachem et al., 1980
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	<i>Escherichia coli</i>	5,0	Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Campylobacter	5,0	Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Campylobacter	total	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Salmonella	total	Oragui 1987 in Mara 2004 p.139
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Salmonella	total	Feachem et al., 1980
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Virus	4	D OMS, 2006 ; Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Virus	4	D Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Virus	4	Von Sperling et al., 2006, ; Kamizoulis et al., 2008 ; Jimenez et al., 2011
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Virus	3,4	Verbyla et al. 2015

Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Enterovirus	2	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 30 j, 25 °c)	Enterovirus	6	Feachem et al., 1983
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Rotavirus	5	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Protozoaires	6	D OMS, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Protozoaires	6	Von Sperling et al., 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Protozoaires	3	Kamizoulis 2008 p.159
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Protozoaires oocystes	2	Jimenez et al. 2011 p.153
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Cryptosporidium	3,5	D Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 30 j)	Crypto. oocystes	total	Mara, 2004
Filière complète de lagunage (TS > 20 j)	Entamoeba h. cystes	total	Feachem et al., 1983
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Giardia	4	D Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Giardia cystes	total	Feachem et al., 1983
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Œufs d'Helminthe	6	D OMS, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Œufs d'Helminthe	3-total	Australian Guidelines, 2006
Filière complète de lagunage (TS > 10 j)	Œufs d'Helminthe	3	Kamizoulis et al., 2008 ; Collivignarelli et al. 2017
Filière complète de lagunage (TS > 25 j)	Œufs d'Helminthe	6	Von Sperling et al., 2006
Filière complète de lagunage (TS > 20 j)	Œufs d'Helminthe	total	Feachem et al., 1983, Shuval et al. 1985, Mara, 2004

Produit sortant

L'effluent secondaire sortant est encore chargé en agents pathogènes, notamment virus et bactéries non fixés aux MES. Il présente une faible DBO₅, mais la turbidité et la DCO peuvent être importantes du fait de la présence d'algues. En fonction du traitement tertiaire envisagé, il peut être nécessaire de mettre en place un traitement intermédiaire ou d'adjoindre un système type rock filter pour retenir les algues (EPNAC, 2015).

Sous-produit

Les caractéristiques des boues accumulées au fond des différents bassins d'une filière de lagunage varient selon le temps de rétention (de plusieurs mois à plusieurs années) dans ceux-ci, qui conditionne le degré de mise en œuvre des mécanismes d'épaississement par sédimentation et de digestion anaérobie de la matière organique.

Concernant les boues accumulées au fond des bassins aérobie/anaérobie facultatifs, les temps de rétention longs de plusieurs années permettent une dégradation anaérobie importante et ainsi l'obtention de taux de MVS inférieurs à 50% (Von Sperling et al., 2006). Elles sont donc relativement stables/minéralisées, mais encore chargées en pathogènes accumulés par sédimentation (helminthes, protozoaires et virus et bactéries fixées aux MES). Elles présentent une siccité de l'ordre de 15%, qui peut augmenter avec leur temps de séjour, et qui est croissante avec leur profondeur dans la couche d'accumulation. En termes de nutriments, les valeurs moyennes retenues sont faibles, de l'ordre de 2% des Solides Totaux (TS) pour l'Azote, 0,2% pour le phosphore, et 0,04% pour le Potassium. Le taux d'accumulation est faible par rapport aux bassins anaérobie spécifiquement conçus pour la sédimentation, et l'accumulation peut se faire plusieurs années consécutives (jusqu'à 15 ans) sans curage selon les conditions climatiques et les charges organiques entrantes.

Variantes

Le lagunage aéré

Une variante aérée mécaniquement de ces bassins peut être envisagée afin d'optimiser le traitement de la DBO₅ par biodégradation aérobie, par un apport d'oxygène mécanisé et un brassage des effluents, réduisant ainsi les temps de séjours nécessaires et de fait la taille des bassins et donc leur emprise au sol. En revanche, l'abattement des pathogènes ne subira pas d'amélioration significative.

Ces bassins de lagunages aérés peuvent remplacer un bassin aérobie/anaérobie facultatif. Du fait du brassage provoquant une forte turbidité, un ouvrage de décantation est installé en sortie directe du bassin aéré. Ils peuvent aussi être utilisés de manière autonome (lagune aérée + bassin de décantation). Ils peuvent se passer de traitement primaire et recevoir des eaux usées brutes du fait de leur capacité à supporter de fortes charges organiques. L'élimination des pathogènes non réalisée lors du traitement primaire se fera alors en sortie dans l'ouvrage de décantation.

Pour aller plus loin

Mara & Pearson, 1998 ; Mara, 2004 ; Von Sperling et al., 2006.

La filière complète de lagunage naturel

Type de traitement	Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
<p>Primaire, Secondaire, tertiaire</p> <p>Extensif</p>	Eaux usées brutes	<p><u>Biologique</u> : biodégradation aérobie et anaérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme</p> <p><u>Physique</u> : Adsorption, Sédimentation, Température, Irradiation</p> <p><u>Chimiques</u> : Oxydation, pH</p>	Effluents, Boues liquides (~5%)

Description

La filière de lagunage naturel la plus répandue consiste en une série d'au minimum trois bassins : un bassin anaérobie, un bassin aérobie/anaérobie facultatif, suivi d'un ou plusieurs bassins de maturation, chacun dimensionné selon le niveau de traitement de l'effluent final souhaité.

Les bassins sont reliés par des digues et siphons, et permettent un traitement des eaux usées brutes entrantes du primaire au tertiaire par l'abattement des charges carbonées, azotées, phosphorées et pathogènes.

L'accumulation des boues a principalement lieu dans le premier bassin, une croissance d'algues s'observe dans le second et leur décantation a lieu dans le troisième. La durée de séjour est généralement comprise entre 10 et 30 jours répartis sur les 3 bassins.

Performances de la filière lagunage naturel :

Une filière combinant successivement les 3 procédés de bassins de lagunage (primaire, secondaire et tertiaire), conçue de manière adéquate, permet d'assurer une grande efficacité de traitement. La DBO₅ peut être éliminée jusqu'à 90%, l'azote entre 70 et 90% et pour le phosphore des abattements de 30 à 45% peuvent être atteints.

Concernant les pathogènes, un système de lagunage naturel correctement conçu (Mara, 2004) peut atteindre des abattements jusqu'à 6 log pour les bactéries, jusqu'à 4 log pour les virus, 2 log à total pour les protozoaires et 3 log à total pour les helminthes (Tableau 14). Ce sont ces valeurs qui sont retenues par l'OMS. Les eaux traitées en sortie de filière de lagunages correctement conçues et entretenues permettent les usages les plus sensibles (maraîchage notamment).

Produit sortant

L'effluent tertiaire, dans le cas d'une filière spécifiquement conçue pour l'abattement des pathogènes et exploitée de manière optimale, peut être hygiénisé de manière significative et répondre aux exigences de qualité pour une réutilisation sans autre barrière supplémentaire.

Sous-produit

Les boues produites au fil de la filière dans les différents bassins sont décrites dans les paragraphes relatifs à chaque type de bassin.

3.4.3 Les filtres plantés de végétaux

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Primaire et secondaire	Extensif	Effluents bruts ou primaire	<p><u>Physique</u> : Tamisage, Absorption, Adsorption, Température</p> <p><u>Biologique</u> : Biodégradation aérobie ou anaérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme</p> <p><u>Chimique</u> : Anoxie</p>	Effluents, boues secondaires stabilisées (siccité 15-25 %)

Description

Les filtres plantés de végétaux (FPV) s'inspirent des capacités épuratoires naturelles des écosystèmes des zones humides. Un FPV est un massif filtrant, généralement isolé du sol artificiellement, traversé par un réseau d'aération-drainage et sur lequel des végétaux sont plantés.

Il existe plusieurs configurations, les deux principales étant déterminées par le type d'écoulement qui y sera appliqué : vertical ou horizontal. Un filtre peut être composé d'un unique étage, mais souvent la mise en place de plusieurs filtres en série permet un traitement plus poussé, voire un traitement complémentaire si différentes configurations sont utilisées (vertical suivi d'un horizontal).

Le filtre planté à écoulement vertical alimenté par des eaux usées brutes présente la particularité de permettre un traitement conjugué des eaux et des boues. Le traitement primaire, secondaire et la gestion des boues est réalisé sur un seul ouvrage, simple d'exploitation (Epnac, 2015). Ce procédé de traitement est le plus utilisé en France (> 5 000 ouvrages), puisqu'il répond bien aux contraintes des petites collectivités : maintenance légère et peu qualifiée nécessaire. Son adaptation au climat tropical lui permet d'avoir des performances au moins comparables à ce qui est observé en condition tempérée pour une emprise au sol bien moindre (Latune & Molle, 2017).

Les autres configurations (vertical classique ou horizontal) nécessitent un traitement primaire préalable.

Dans le cas d'un filtre à écoulement vertical, les eaux usées brutes sont déversées à la surface par bâchées. Elles vont percoler à travers le massif filtrant avant d'être collectées par le système de drainage. Le massif se compose de trois couches constituées de différents matériaux de garnissage (sable, graviers, alluvions) avec une granulométrie croissante avec la profondeur. En surface se trouve la **couche filtrante** qui a une fonction de rétention physique des particules solides et de support pour le développement de la biomasse qui aura, entre autres, un rôle dans le processus de nitrification. La **couche de transition** se trouve sous la couche filtrante, et comme son nom l'indique elle sert de zone de transition entre la couche supérieure et la dernière couche afin d'éviter le transfert de graviers de l'une à l'autre. Finalement, la **couche drainante** va permettre de récupérer les effluents. Un fond saturé peut être aménagé, impactant alors le temps de séjour des eaux dans le massif et les conditions d'oxydo-réduction, et instaurant une zone anoxique autorisant la mise en place du processus de dénitrification. Cela permet notamment d'aller plus loin dans le traitement de l'azote, du carbone, et des MES.

Il est indispensable que le fonctionnement des filtres se fasse en alternance (plusieurs casiers en parallèle) pour permettre à la population bactérienne de s'autoréguler et pour éviter le phénomène de colmatage. Les plantes présentes à la surface du filtre participent à l'oxygénation du système à travers leur rôle mécanique, les tiges permettant avec l'action du vent la création d'anneaux autour d'elles dans la couche de boues accumulées. Ces anneaux permettent d'éviter le colmatage de surface du système en facilitant l'infiltration des eaux usées et les échanges gazeux. La présence de végétation n'améliore pas significativement l'abattement d'*E. coli* (Dotro et al., 2017).

Dans le cas d'un écoulement horizontal, le massif filtrant est totalement saturé en eau. L'effluent est réparti sur toute la largeur du filtre à une extrémité du bassin composée de gabions d'alimentation. Il s'écoule ensuite horizontalement au travers du massif planté de végétaux, avant d'être collecté par le gabion d'évacuation.

Les FPV peuvent être améliorés par une aération forcée appliquée en flux ascendant par intermittence ou en continu au moyen de tuyaux percés au fond des bassins. Cette aération permet d'amplifier les mécanismes de dégradation par oxydation de la matière organique dissoute (DCO, azote et ammoniacale) par des bactéries aérobies et donc permet une intensification du traitement de la DBO5. De plus, il semblerait que les performances d'abattement des pathogènes soient améliorées du fait de l'apport supplémentaire en oxygène qui favorise la mise en œuvre des processus de dégradation aérobie (Headley et al. 2013 ; Nivala et al. 2019).

Performances

La pollution est traitée à différents niveaux :

- **Les MES contenues dans l'effluent sont retenues en surface** par la couche de graviers la plus fine. Une partie des pathogènes est abattue avec ces MES, notamment les kystes de protozoaires et les helminthes, de même que les virus et bactéries adsorbés sur des MES. Les MES s'accumulent en formant une couche de dépôt qui renforce la capacité de rétention physique du filtre. Les pathogènes retenus dans cette fraction pourront être inactivés par divers mécanismes biologiques.
- **Les matières organiques dissoutes sont dégradées par la biomasse bactérienne aérobie qui se développe sous forme de biofilm** sur les graviers composant le massif filtrant mais aussi sur les racines des plantes, et dans la couche de dépôt organique, biologiquement très active, qui se minéralise rapidement par biodégradation aérobie.

Les pathogènes présents dans les eaux usées sont éliminés plus ou moins efficacement en fonction de la configuration du FPV. Il semblerait que la présence des végétaux n'impacte pas les capacités d'abattement des pathogènes. A ce jour peu d'analyses ont été réalisées sur des micro-organismes autres que les bactéries (tableau 15).

Tableau 15 : Performances des principales configurations de filtres plantés sur les différents types de microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (log)	Référence
FPV vertical 1 étage			
	Bactéries		
graviers	<i>E. coli</i>	0,8	Headley et al. 2013
graviers	<i>E. coli</i>	0,9	Nivala et al. 2019
graviers	<i>E. coli</i>	1,7	Nivala et al. 2019
graviers	<i>E. coli</i>	1,9	Tanner et al. 2015
FPV vertical 2 étages			
	Bactéries		
soil mixture + gravel	<i>E. coli</i>	2,5	Latrach et al. 2018
graviers + sable	<i>E. coli</i>	3,3	Nivala et al. 2019
graviers + sable	<i>E. coli</i>	4,7	Sossalla et al. 2021
soil mixture + gravel	<i>Clostridium</i>	3,1	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Coliformes fécaux</i>	3,1	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Coliformes totaux</i>	3,1	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Pseudomonas</i>	2,5	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Staphylococcus</i>	2,2	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Streptococci fécaux</i>	2,6	Latrach et al. 2018
soil mixture + gravel	<i>Enterococci intestinaux</i>	2,5	Latrach et al. 2018
FPV horizontal			
	Bactéries		
	<i>E. coli</i>	1,2	Nivala et al. 2019

	<i>E. coli</i>	1,3	Headley et al. 2013
	<i>E. coli</i>	1,3	Sossalla et al. 2021
	Coliformes totaux	1,2 to 2,2	Morato et al. 2014
	Coliformes totaux	2,4	Galvao et al. 2009
	<i>Salmonella</i>	1,9	Hench et al. 2003
	Streptococci fécaux	2	Ansola et al. 2003
	Streptococci fécaux	3	Garcia et al. 2008
	Enterococci	2,3	Hench et al. 2003
	<i>Shigella dysenteriae</i>	2,3	Hench et al. 2003
	<i>Yersinia</i>	1,7	Hench et al. 2003
	Virus		
	Bactériophage MS2	2	Ushijima et al. 2013
	Coliphage	1,7	Hench et al. 2003
	Protozoaires		
	<i>Cryptosporidium</i> (oo)	2	Redder et al. 2010
	<i>Giardia</i> cysts	2	Redder et al. 2010
FPV vertical	+		
horizontal	Bactéries		
H first, V second	<i>E. coli</i>	5	Baeder-Bederski et al. 2005
V first, H second	<i>E. coli</i>	4	Garcia et al. 2013
V first, H second	<i>E. coli</i>	5,4	Avila et al. 2015
V first, H second	Coliformes totaux	3	Garcia et al. 2013
FPV V/H aéré	Bactéries		
Horizontal aéré	<i>E. coli</i>	3,3	Headley et al. 2013
Horizontal aéré	<i>E. coli</i>	3,5	Nivala et al. 2019
Horizontal aéré	<i>E. coli</i>	3,8	Sossalla et al. 2021
Horizontal aéré	<i>E. coli</i>	4,1	Button et al. 2015
Vertical aéré	<i>E. coli</i>	2,1	Headley et al. 2013
Vertical aéré	<i>E. coli</i>	2,2	Nivala et al. 2019
Vertical aéré	<i>E. coli</i>	2,2	Sossalla et al. 2021
Vertical aéré	<i>E. coli</i>	2,2	Nivala et al. 2019a
Vertical aéré	<i>E. coli</i>	2,5	Button et al. 2015

Concernant les filtres à écoulement vertical, Tanner et al. (2012) ont montré que l'utilisation de sable grossier favorise un meilleur abattement que l'utilisation de graviers fins (3,2 log contre 1,9 log). Nivala et al. (2019) ont d'autre part mis en évidence que dans la plupart des systèmes à écoulement horizontal, l'activité microbienne globale diminue de façon drastique avec l'augmentation de la distance au point d'alimentation du filtre, la diminution la plus importante se produisant entre 25 % et 50 % le long du trajet d'écoulement.

Une configuration à deux étages à écoulement vertical améliore les performances d'abattement par rapport à un filtre constitué d'un unique étage (1,7 log pour un unique étage à graviers contre 3,3 log pour un filtre à deux étages graviers + sable) (Nivala et al. 2019).

De plus, l'ajout d'une aération forcée améliore grandement l'abattement des pathogènes, notamment dans les filtres à écoulement horizontal (Nivala et al. 2019).

Produit sortant

L'effluent secondaire sortant est en partie hygiénisé, mais présente encore d'importantes concentrations en pathogènes. En revanche, sa faible DBO5 et turbidité lui permet de recevoir un traitement tertiaire dans l'objectif de pousser la désinfection. Selon sa destination finale (rejet ou réutilisation) il pourra subir

un traitement tertiaire adapté.

Sous-produit

Les boues de ce procédé sont produites en faible quantité puisque stockées pendant plusieurs années (> 10 en climat tempéré, > 15 en climat tropical). Elles sont minéralisées et déshydratées directement sur le filtre. Leur charge pathogène notamment pour les virus et les bactéries va diminuer progressivement avec le stockage du fait de la mise en place des mécanismes biologiques et physiques précités. En revanche, les œufs d'helminthe pouvant survivre plusieurs années, et les conditions de stockage ne leur étant a priori pas défavorables (absence de conditions de dessiccation ou de températures thermophiles). À la suite du curage, il est préconisé de stocker les boues pendant 6 à 12 mois avant valorisation.

Références

Tanner et al. 2012 ; Headley et al. 2013 ; Dotro et al., 2017 ; Nivala et al., 2019 ; Sossalla et al., 2021

3.4.4 Les boues activées

Type de traitement	Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Secondaire biologique « Intensif »	Effluents primaires	<u>Biologiques</u> : Biodégradation aérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme, <u>Chimique</u> : adsorption <u>Physique</u> : sédimentation	Effluent secondaire, Boues secondaires biologiques liquides (siccité 1 à 4%) MVS 50 à 80%

Description

Le procédé à boues activées utilise une culture libre de biomasse qui se développe sous la forme de floccs. Les effluents primaires sontensemencés avec la biomasse recirculée et envoyés dans le réacteur biologique (ou bassin d'aération). De l'air est insufflé mécaniquement dans le bassin de manière séquentielle en fonction des objectifs de traitement, sur l'azote et le phosphore en particulier.

Dans un second temps, les boues sont séparées des effluents traités. Cette séparation se fait principalement par sédimentation (dans un clarificateur), mais aussi par filtration membranaire dans le cas des bioréacteurs à membrane. Les deux étapes du traitement peuvent se faire dans des ouvrages séparés (réacteur biologique puis décanteur) ou dans le même bassin avec deux temps distincts dans le cas des SBR (Sequential Batch Reactor).

Les boues ainsi produites seront recirculées pour ensemenecer à nouveau des effluents primaires. Afin d'optimiser le traitement tout en limitant la consommation d'oxygène (donc la quantité d'air insufflée dans le bassin), le taux de boues doit être maintenu dans une certaine gamme. Les boues en excès sont évacuées vers la filière boue de la station.

Performances

Le procédé à boues activées permet une réduction significative de la DBO₅ (80 à 95%). Concernant le traitement de l'azote et du phosphore, ce procédé peut atteindre des abattements de 25 à 30% pour chacun d'entre eux, et jusqu'à 85 à 95% spécifiquement pour l'azote sous forme ammoniacale (Von Sperling et al., 2006). Le réacteur peut être conçu spécifiquement via des adaptations pour une nitrification et une dénitrification biologique, ainsi que pour une déphosphatation biologique.

Concernant l'abattement des pathogènes, il reste limité (Tableau 16) : jusqu'à 2 log pour les virus et bactéries, et 1 log pour les kystes de protozoaires et les helminthes. Sur certaines souches bactériennes et virales l'abattement peut aller jusqu'à 3 log. Par ailleurs, même si ce n'est pas toujours précisé, certaines valeurs incluent le traitement primaire, d'autres en font abstraction. Les valeurs retenues plus haut sont celles pour le traitement secondaire seul (réacteur biologique + clarification).

En termes de mécanismes impliqués, ils sont principalement de nature biologique dans le réacteur biologique (métabolisme bactérien, prédation, antagonisme, compétition, oxydation, pH) et de nature physique lors de la décantation.

Tableau 16 : Performances des boues activées sur les différents types de microorganismes

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Boues activées	Bactéries	2	D OMS, 2006
Boues activées	Bactéries	2	Feachem et al., 1983; Rose et al., 1996
Boues activées	Bactéries	3	Kamizoulis et al., 2008
Boues activées	Coliformes fecaux	2	Feachem et al., 1983
Boues activées, hors primaire	Coliformes fecaux	1,6	Lucena et al., 2004
Boues activée, primaire incluse	Coliformes fecaux	3,5	Lucena et al., 2004
Boues activées	Coliformes fecaux	3,4	Francy et al., 2012
Boues activées	Coliformes fecaux	4	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	<i>Escherichia coli</i>	4	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	<i>Escherichia coli</i>	2	Xiao et al., 2019
Boues activées	<i>Escherichia coli</i>	3,8	Francy et al., 2012
Boues activées	Enterocoques	1	Xiao et al., 2019
Boues activées, hors primaire	Enterocoques	1,4	Lucena et al., 2004
Boues activée, primaire incluse	Enterocoques	3,4	Lucena et al., 2004
Boues activées	Enterocoques	3,8	Francy et al., 2012
Boues activées, hors primaire	Salmonella	2	Feachem et al., 1983
Boues activée, primaire incluse	Salmonella	3	Feachem et al., 1983
Boues activées	Virus	2	D OMS, 2006
Boues activées	Virus	3	Kamizoulis et al., 2008
Boues activées	Virus	2	Leong et al., 1983
Boues activées, hors primaire	Bactériophage F-Spé.	0,6	Lucena et al., 2004
Boues activée, primaire incluse	Bactériophage F-Spé.	1,7	Lucena et al., 2004
Boues activées	Bactériophage F-Spé.	5,5	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	Bactériophage F-Spé.	3	Xiao et al., 2019
Boues activées	Bactériophage F-Spé.	5,3	Francy et al., 2012
Boues activées, hors primaire	Bactériophage	1,3	Lucena et al., 2004
Boues activée, primaire incluse	Bactériophage	1,4	Lucena et al., 2004
Boues activées	Bactériophage somatique	3,4	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	Bactériophage somatique	3	Xiao et al., 2019
Boues activées	Bactériophage somatique	1,6	Lucena et al., 2004
Boues activées	Bactériophage somatique	3,4	Francy et al., 2012
Boues activées	Enterovirus	2	D Australian Guidelines, 2006
Boues activées	Enterovirus	1,7	Rose et al., 1996
Boues activées	Enterovirus	1,9	Feachem et al., 1983
Boues activées	Enterovirus	2	Irving et al., 1982 ; Godfree & Farrell et al., 2005 ; Xiao et al., 2009
Boues activées	Enterovirus	3	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	Adenovirus	0,9	leong et al., 1983 ; Jimenez, 2003
Boues activées	Adenovirus	2	Xiao et al., 2019
Boues activées	Norovirus	2,5	Delanka-Pedige et al., 2020
Boues activées	Norovirus	4	Xiao et al., 2019
Boues activées	Protozoaires	1	D OMS, 2006
Boues activées	Protozoaires	1	Feachem et al., 1983
Boues activées	Protozoaires	2	Kamizoulis et al., 2008
Boues activées, hors primaire	Spores de Bactéries ASR	0,6	Lucena et al., 2004
Boues activée, primaire incluse	Spores de Bactéries ASR	1	Lucena et al., 2004
Boues activées	Cryptosporidium	1,1	Rose et al., 1996

Boues activées	Entamoeba his. oocystes	0,9	Feachem et al., 1983
Boues activées	Giardia	1,2	Rose et al., 1996
Boues activées	Giardia cystes	1,9	Feachem et al., 1983
Boues activées	Oœufs d'helminthe	<2	D OMS, 2006
Boues activées	Oœufs d'helminthe	limité	D Australian Guidelines, 2006
Boues activées	Oœufs d'helminthe	1	Feachem et al., 1983 ; Jiménez B, Chávez A, Capella A (1997)
Boues activées	Oœufs d'helminthe	2	Kamizoulis et al., 2008

Produit sortant

L'effluent secondaire sortant est encore chargé en pathogènes. En revanche du fait des performances importantes en abattement de la DBO₅/DCO et des MES, il présente une faible turbidité qui lui permet de passer par un traitement tertiaire sensible à ces paramètres, comme les procédés d'oxydation (électro-oxydation, chloration, ozonation) ou encore l'irradiation par UV.

Sous-produits

Les boues secondaires ou biologiques correspondent à la biomasse épuratoire en excès, qu'il est nécessaire d'extraire du système. Ces boues sont liquides, avec une siccité comprise entre 1 et 5%. Elles sont riches en matières organiques, bien qu'elles présentent un potentiel méthanogène inférieur aux boues primaires. Les données restent très variables selon les eaux usées entrantes et le taux de charge des traitements, mais les taux de MVS sont compris entre 50% à 80% (Canier & Perret, 2013). Là encore, la charge en agents pathogènes dépend des concentrations initiales dans les eaux usées, de la survie, recroissance pendant les traitements, de l'association des agents avec les boues, du temps de séjour des boues avant leur mobilisation. Plus le taux de MVS est important dans ces boues secondaires, et moins celles-ci seront favorables à l'épaississement et à la déshydratation.

Variante

Pour atteindre des objectifs de traitement spécifiques concernant la DBO₅, l'Azote et le Phosphore, différentes variantes existent par rapport à ce qui a été présenté (SBR, boues activées fortes charges, lits fluidisés, etc.). La seule qui améliore significativement les performances du point de vue de l'abattement des microorganismes est celle des Bioréacteurs à Membrane (BRM).

Les Bioréacteurs à Membrane (BRM/MBR)

Description

Les bioréacteurs à membranes sont des procédés intensifs employant dans un bioréacteur, tout comme les procédés à boues activées, des cultures libres de microorganismes aérobies qui participent à la dégradation de la matière organique et de l'azote. Mais au lieu de rejoindre un clarificateur, les effluents sont ensuite envoyés sur des membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration immergées ou situées hors du bioréacteur. Ils permettent ainsi de réaliser conjointement la seconde partie du traitement secondaire et un traitement tertiaire.

Performances

Concernant la partie réacteur biologique, les mécanismes sont les mêmes que ceux présentés pour les boues activées. Concernant spécifiquement les membranes, le principe d'abattement repose sur le mécanisme de filtration de surface pour les protozoaires, les helminthes et les bactéries. Les abattements atteints sont très importants (Tableau 17), de 6 à 7 Log, du même ordre que pour la microfiltration ou l'ultrafiltration classique (voir 3.5). Pour les virus, un abattement significatif est également observé, jusqu'à 6 log, malgré leur taille parfois inférieure au seuil de coupure. Si une partie est aussi éliminée par filtration de manière indirecte après adsorption sur les MES, ils sont aussi éliminés par les fortes conditions de pression transmembranaire, ou encore grâce au colmatage qui réduit le seuil de coupure et permet leur rétention (Hai et al., 2014).

Tableau 17 : Performances de différentes configurations de bioréacteurs à membranes sur les différents microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
MBR polyether sulphone; 0,05 µm	Coliformes fécaux	5,5	Bodzek et al., 2019
MBR Hollow fibre PVDF; 0,1 µm	Coliformes fécaux	5,7	Bodzek et al., 2019
MBR flat sheet PVDF/PET; 0,08 µm	Coliformes fécaux	5,9	Bodzek et al., 2019
MBR, de 0,1 à 0,03 µm	Coliformes fécaux	6,0	Yang et al., 2020
MBR polyéthylène; 0,4 µm	Coliformes fécaux	6,9	Bodzek et al., 2019
0.4 µm	Coliformes fécaux	7,2	Francy et al., 2012
MBR polysulphone; 0,3 µm	Coliformes totaux	5,0	Bodzek et al., 2019
MBR polysulphone, 0,5 µm	Coliformes totaux	6,0	Bodzek et al., 2019
MBR plusulfone	Coliformes totaux	6,1	Bodzek et al., 2019
MBR Hollow fibre PVDF;	Coliformes totaux	6,7	Bodzek et al., 2019
MBR, de 0,1 à 0,03 µm	Coliformes totaux	6,9	Yang et al., 2020
décantation + BRM	<i>Escherichia coli</i>	5,5	Mailler et al., 2020
BRM	<i>Escherichia coli</i>	6,1	Marti et al., 2011
BRM	<i>Escherichia coli</i>	6,5	Xiao et al., 2019
0.4 µm	<i>Escherichia coli</i>	> 6,85	Francy et al., 2012
décantation + BRM	Entérocoques	4,7	Mailler et al., 2020
BRM	Entérocoques	5,8	Xiao et al., 2019
MBR 0,4 µm	Entérocoques	6,0	Bodzek et al., 2019
0.4 µm	Entérocoques	7,5	Francy et al., 2012
BRM	Virus	> 6	Drechsel et al., 2011
décantation + BRM	Coliphages ARN-F spe	3,0	Mailler et al., 2020
0.03 µm	Coliphage	3,7	Hai et al., 2014
BRM	Coliphages ARN-F spe	>5	Yang et al., 2020
BRM	Coliphages ARN-F spe	4,9	Marti et al., 2011
0.1 µm	Coliphages ARN-F spe	5,7	Hai et al., 2014
0.4 µm	Coliphages ARN-F spe	6,0	Hai et al., 2014
0.4 µm	Coliphage somatique	4,0	Francy et al., 2012
0.4 µm	Coliphage somatique	5,6	Hai et al., 2014
0.1 µm	Coliphage somatique	5,8	Hai et al., 2014
BRM	Coliphage somatique	4,0	Xiao et al., 2019
BRM	Coliphage somatique	4,9	Marti et al., 2011
BRM	Adenovirus	5,0	Xiao et al., 2019
BRM	Adenovirus	5,6	Bodzek et al., 2019
0.4 µm	Adenovirus	4,9	Francy et al. 2012 p.4174
0.4 µm	Adenovirus	>4	Yang et al., 2020
BRM	Enterovirus	6,8	Bodzek et al., 2019
0.4 µm	Enterovirus	2,3	Hai et al., 2014
BRM	Enterovirus	5,0	Xiao et al., 2019
0.4 µm	Enterovirus	4,7	Francy et al., 2012
0.4 µm	Norovirus	5,2	Hai et al., 2014
BRM	Norovirus	4,0	Xiao et al., 2019
0.4 µm	Norovirus	3,3	Francy et al., 2012
BRM	Protozoaires	> 6	Drechsel et al., 2011
BRM	Spores de bactéries ASR	5,0	Marti et al., 2011
BRM	Oeufs d'Helminthes	> 6	Drechsel et al., 2011

Produit sortant

L'effluent sortant est de qualité tertiaire, très faiblement chargé en pathogènes (voire hygiénisé) et très peu turbide.

Sous-produit

Les boues formées par filtration sont en revanche chargées en pathogènes faiblement inactivés, et requièrent un traitement supplémentaire.

Pour aller plus loin

Von Sperling et al., 2006 ; Asano, 2007 ; Stephenson et al., 2007

3.4.5 Conclusions sur le traitement secondaire des eaux usées

Les systèmes de traitement secondaire sont principalement conçus pour l'abattement de la DBO₅, DCO, des matières en suspension et souvent des nutriments (azote et phosphore). Nous avons pu mettre en évidence dans cette partie qu'ils peuvent malgré cela, dans le cadre d'un rendement optimisé, et selon la concentration des matières en suspension, avoir un impact à considérer, sur les 4 types de microorganismes pathogènes (Tableau 18). Les traitements biologiques secondaires classiques (lagune facultative, FPR verticaux, Boues activées) permettent d'atteindre les performances suivantes : bactéries et virus : 1 à 2 Log, et 1 log pour les protozoaires et les œufs d'helminthes.

Tableau 18: Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement secondaire.

	Bactéries	Virus	Kystes de protozoaires	Œufs d'helminthes
Lagune facultative	2	1	6 - total	6 - total
Filière lagunage naturel	6	4	6 - total	6 - total
FPR vertical (/ étage)	1	-	-	1
FPR horizontal	2	2	2	-
FPR horizontal aéré	4	-	-	-
Boues activées	2	2	1	1
Bioréacteur à Membrane	6	6	6	6

Ces traitements intervenant systématiquement (à part pour le FPR vertical) après un traitement primaire, par rapport aux eaux usées brutes, les effluents secondaires présentent une réduction de 99% des microorganismes : 2-3/2-3/2/2 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. La combinaison de ces procédés au sein de filières complètes de traitement permet d'atteindre des performances beaucoup plus poussées : 6/4/6/6 Log pour le lagunage naturel ou même 6/6/6/6 Log pour les BRM, respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes.

3.5 Traitements tertiaires

Les traitements tertiaires correspondent aux étapes de traitement mises en œuvre en aval du traitement secondaire pour affiner certains paramètres spécifiques de l'effluent, tels que l'azote, le phosphore, les micropolluants, mais aussi les différents pathogènes (désinfection) : virus, bactéries, protozoaires et helminthes. Ce sont les performances vis-à-vis de ces derniers qui seront détaillées dans cette partie.

Pour optimiser les performances et éviter que le principe actif du procédé (oxydant, rayonnement, etc.) n'interfère avec d'autres polluants, en particulier la matière organique, ces traitements se situent en fin de filière de traitement et peuvent nécessiter des qualités d'eau spécifiques (par exemple des concentrations en MES inférieures à 15 mg/L pour certains modules UV). Cela permet également de limiter la consommation énergétique (sous forme d'électricité ou de réactifs chimiques) et de réduire la production de sous-produits qui peuvent être nocifs (les chloramines par exemple dans le cadre de la chloration).

Les principaux procédés de traitement tertiaire sont présentés ici. Ils sont schématiquement organisés du plus extensif au plus intensif, c'est-à-dire par besoins croissants en énergie, réactifs et souvent en maintenance/exploitation et compétences techniques associées.

3.5.2 Lagune de maturation

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire	Extensif	Effluents secondaires	<ul style="list-style-type: none"> - Biologique : métabolisme aérobie et anaérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme - Physique : adsorption, sédimentation, température, irradiation - Chimiques : oxydation, alcalinisation 	<ul style="list-style-type: none"> - Effluent tertiaire - Boues (4 à 6 % de siccité)

Ce type de bassin est l'ultime étape d'une filière de lagunage classique (3.4.1), mais il peut également être mis en place en traitement tertiaire après d'autres types de procédés. C'est particulièrement le cas en zone rurale car les besoins en maintenance sont limités et le foncier est disponible, mais également lorsqu'il y a un projet de réutilisation des EUT. En effet, le lagunage permet de stocker une importante quantité d'eau (stockage inter-saisonnier) tout en assurant un traitement complémentaire des effluents.

Ces sont, parmi les 3 types de bassins de cette filière, les bassins les moins profonds (1 à 1,5 m), ce qui permet de maximiser le traitement par UV la journée. Comme dans le cas des lagunes facultatives, l'oxygénation du milieu provient de la respiration algale, maximisée par la faible profondeur des bassins et la faible turbidité des effluents secondaires. Un temps de séjour de 3 à 5 jours minimum est requis selon les conditions de température (Mara, 2004), et le traitement est généralement composé de 3 bassins en série.

L'abattement de microorganismes est le fait des mécanismes suivants :

- Alcalinisation et oxydation: En journée, les algues réalisent la photosynthèse rapidement, consomment le CO₂ plus rapidement que sa vitesse de remplacement par la respiration bactérienne, induisant une augmentation de la concentration en dioxygène dissout et du pH dans l'eau. Le pH est nuisible aux bactéries à partir de 9,3 et la présence d'oxygène dissout favorise la mise en œuvre du mécanisme d'oxydation (Mara, 2004 ; Drechsel et al., 2011).
- L'irradiation solaire : la faible profondeur du bassin conjuguée à la faible turbidité de l'effluent favorisent l'irradiation solaire sur toute la colonne d'eau. L'intensité du rayonnement et la durée d'exposition sont alors les paramètres clés pour l'abattement des pathogènes (Mara, 2004).
- Mécanismes biologiques : On retrouve aussi dans les facteurs d'élimination des bactéries et virus les mécanismes biologiques de compétition, de prédation par les protozoaires notamment, d'antagonisme par les algues présentes et de parasitisme.

Performances

Les bassins de maturation permettent d'atteindre de très hauts niveaux d'abattement des différents pathogènes : jusqu'à 5/4/2/2 log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. (Tableau 19). Cela permet à l'effluent en sortie d'être utilisé directement pour certains usages de réutilisation selon les réglementations en vigueur.

Concernant le traitement de l'azote, celui-ci se fait en grande majorité par volatilisation de NH₃ gazeux et assimilation par les algues, avec un abattement de 70 à 80% constaté qui peut aller jusqu'à 90% en cas de bassins très peu profonds (Von Sperling et al., 2006).

Concernant le traitement du phosphore, celui-ci peut atteindre jusqu'à 60 à 80% principalement par précipitation sous forme de struvite ou d'hydroxyapatite, favorisé par la faible profondeur du bassin et l'atteinte de pH élevés (>9) (Von Sperling et al., 2006).

Le principal inconvénient des lagunes de maturation provient du développement de lentilles d'eau (ou de tout autre type de végétaux) qui peut survenir à la surface du bassin (du premier généralement), et réduire fortement les performances du procédé. Il doit être contrôlé, soit mécaniquement par l'utilisation de filets, soit par l'introduction de canards et la mise en place d'îlots à canards. Les canards se nourrissent des lentilles, mais en contrepartie leurs déjections augmentent la charge à traiter.

Tableau 19 : Performance des lagunes de maturation sur les différents types de microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Lagune de maturation	Coliformes fécaux	3	Cross et al., 2021
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Coliformes fécaux	5,1	Gomila et al., 2008
3 lagunes de maturation en série (TS = 15 j, 25°C)	Coliformes fécaux	2,0	Mara, 2004
1 lagune de maturation (TS = 5 j, 25°C)	Coliformes fécaux	0,9	Mara, 2004
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	<i>Escherichia coli</i>	5,3	Gomila et al., 2008
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Entérocoques	3,9	Gomila et al., 2008
1 lagune de maturation (TS = 5 j, 25°C)	Campylobacter	total	Mara, 2004
3 lagunes de maturation en série (TS = 15 j, 25°C)	Salmonella	total	Mara, 2004
1 lagune de maturation (TS = 5 j, 25°C)	Salmonella	0,9	Mara, 2004
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Coliphages F-spécifique	4,3	Gomila et al., 2008
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Coliphages somatic	2,7	Gomila et al., 2008
1 lagune de maturation (TS = 5 j, 25°C)	Entérovirus	0,9	Mara, 2004
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Entérovirus	1	Gomila et al., 2008
3 lagunes de maturation en série (TS = 15 j, 25°C)	Entérovirus	2,0	Mara, 2004
3 lagunes de maturation en série (TS = 15 j, 25°C)	Rotavirus	1,9	Mara, 2004
Lagunes de maturation en série (TS = 60 j)	Clostridium spp	2,7	Gomila et al., 2008
Moyenne de 3 bassins de maturation en série (TS = 16,8 j)	Œufs d'helminthe	0,4	Mara, 2004
Moyenne de 3 bassins de maturation en série (TS = 10 j)	Œufs d'helminthe	0,2	Mara, 2004

Produit sortant

L'effluent sortant peut être de très bonne qualité au regard de la concentration en pathogènes dans le cas d'un dimensionnement spécifique et d'une exploitation adaptée.

Sous-produit

Les boues produites dans les bassins de maturation s'accumulent sur des périodes plus courtes (inférieures à 1 an) que les autres bassins (plusieurs années). Elles présentent une siccité plus faible d'environ 4 à 6%.

Pour aller plus loin

Mara, 2004 ; Von Sperling et al., 2006 ; Jimenez et al., 2011

Variante

Bassins de Stockage saisonniers à ciel ouvert et de Traitement des Eaux Usées (BSTEU)

Ces bassins permettent de stocker des Eaux Usées sur de longues périodes (de plusieurs dizaines de jours à plusieurs mois) jusqu'à leur utilisation pendant la saison d'irrigation.

Leur importante profondeur (de 3 et 8 mètres en moyenne, jusqu'à 20 m) permet de limiter l'emprise au sol, l'évaporation et ainsi la salinité des effluents sortants.

Ils peuvent être utilisés en traitement secondaire (fréquemment après un bassin anaérobie), mais le plus souvent en tertiaire ou à la fin de la chaîne de traitement.

Compte tenu de leur profondeur, les mécanismes décrits pour les bassins aérobie/anaérobie facultatifs et de maturation sont nettement moins intenses. Cela est en partie compensé par un temps de séjour qui est théoriquement plus long que dans une lagune de maturation.

Performances

En général, si ces réservoirs sont correctement dimensionnés, exploités et entretenus, les degrés d'élimination des agents pathogènes sont très similaires à ceux rapportés pour des bassins de maturation (mais avec des temps de séjour plus longs), à savoir 6/4/4/3 Log respectivement pour les

bactéries/virus/protozoaires et helminthes (OMS, 2006). L'étude détaillée du Tableau 20 montre que les performances peuvent être bien plus modestes quand les températures ou la durée de stockage se réduisent.

Le potentiel de désinfection de ces unités dans un contexte aride est catalysé par un fort rayonnement solaire associé à des températures élevées toute l'année. Le dimensionnement précis des BSTU doit être adapté aux conditions locales climatiques et autres contraintes spécifiques (qualité des effluents de sortie attendue, surface au sol, etc.).

Tableau 20 : Performances de différentes configurations de bassin de stockage pour les différents types de microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Stockage	Bactéries	6	D OMS, 2006
Stockage	Bactéries	6	Kamizoulis et al., 2008
Stockage 8 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Coliformes fécaux	1,8	Kott et al., 1978
Stockage, flux continu	Coliformes fécaux	2	Juanico and Milstein, 2004
Stockage 15 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Coliformes fécaux	3	Kott et al., 1978
Stockage 47 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Coliformes fécaux	3	Kott et al., 1978
Stockage 5 j, T° 18-20°C	Coliformes fécaux	3	Kott et al., 1978
Stockage 125 j, T° 13 - 30°C, prof. 8m, EUB	Coliformes fécaux	3	Juanico and shelef, 1994
Stockage	Coliformes fécaux	Total	Juanico and Milstein, 2004
Stockage 80 j, T° 13 - 30°C, prof. 10m, eff. Boues A	Coliformes totaux	4	Juanico and shelef, 1994
Stockage 105 j, T° 13 - 30°C, prof. 5, eff. Lag. fac.	Coliformes totaux	4	Juanico and shelef, 1994
Stockage 8 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Streptocoques	2	Kott et al., 1978
Stockage 22 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Streptocoques	3	Kott et al., 1978
Stockage 40 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Streptocoques	3	Kott et al., 1978
Stockage 5 j, T° 18-20°C	Streptocoques	2	Kott et al., 1978
Stockage 35 j, T° 18-20°C	Streptocoques	2	Kott et al., 1978
Stockage 30-50 jours	Streptocoques	Total	Juanico and Milstein, 2004
Stockage	Virus	4	D OMS, 2006
Stockage	Virus	4	Kamizoulis et al., 2008 ; Jimenez et al., 2011
Stockage 8 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Enterovirus	0,6	Kott et al., 1978
Stockage 22 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Enterovirus	1,8	Kott et al., 1978
Stockage 47 j, hiver (T° basse jusqu'à 8°C)	Enterovirus	2	Kott et al., 1978
Stockage 35 j, T° 18-20°C	Enterovirus	Total	Kott et al., 1978
Stockage 30-50 jours	Poliovirus 1	Total	Juanico and Milstein, 2004
Stockage	Protozoaires	4	D OMS, 2006
Stockage	Protozoaires	4	Kamizoulis 2008
RT > 38 jours	Protozoaires (oo)	2	Jimenez et al., 2011
Stockage 30-50 jours	Clostridium	Total	Berna et al., 1986
Stockage 30-50 jours	Cryptosporidium	4	Nasser et al., 2000
Stockage 30-50 jours	Giardia	4	Nasser et al., 2000
Stockage	Oeufs d'Helminthes	3	D OMS, 2006
Stockage	Oeufs d'Helminthes	3	Kamizoulis et al., 2008
batch operated and RT >20 days	Oeufs d'Helminthes	3 / Total	Jimenez et al., 2011
Stockage 30-50 jours	Oeufs d'Helminthes	Total	Kouraa et al., 2002

Pour aller plus loin :

Juanico & Milstein, 2004 ; Mara, 2004 ; Jimenez et al., 2011 ; Eme & Molle, 2014.

3.5.3 Filtration lente sur sable ou autre matériau filtrant

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire Filtration	Extensif	Effluents secondaires Eaux grises	- Physique : Absorption, Tamisage, Adsorption - Biologique : biodégradation, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme	Eaux usées traitées

Description

La filtration lente sur sable consiste en l'écoulement lent gravitaire de l'effluent au travers d'un massif filtrant. Le massif peut être composé de couches de différentes granularités voire de différents matériaux filtrants (sable, anthracite, gravier, etc.). Plusieurs configurations sont possibles selon les objectifs de traitement : des lits filtrants, de compositions identiques ou différentes, peuvent être combinés et installés en parallèle ou en série. Plusieurs mécanismes sont mobilisés dans l'abattement de la pollution et spécifiquement des pathogènes :

- La filtration de surface : efficace pour retenir les œufs d'helminthe et les kystes de protozoaires en surface. Elle est renforcée par le développement d'une couche microbiologique de surface sur les filtres matures.
- L'absorption et l'adsorption qui permettent de retenir une partie des bactéries et des virus au sein du média directement et/ou dans le biofilm avec le développement de ce dernier ;
- Les mécanismes biologiques de compétition, prédation, antagonisme et parasitisme se mettent en place au sein du biofilm et permettent l'inactivation de tout ou partie des bactéries et virus.

Les mécanismes physiques permettent la séparation des microorganismes de l'effluent, mais pas leur inactivation, à l'inverse des mécanismes biologiques.

On distingue la filtration granulaire à grande vitesse lorsque celle-ci est supérieure à 7 à 10 m³/m²/h, de la filtration lente sur sable, que ce soit sur lit simple ou multiple. Les rendements peuvent être améliorés par l'ajout d'une étape de coagulation en amont, ou entre deux étapes de filtration. La granulométrie des sables est de 0,8 à 1,2 mm, la profondeur minimale des filtres est de 1 m, et les cycles de filtration sont de 20 à 35 heures.

Une filtration lente sur sable (2 à 5 m³/m²/h) nécessite une maturation optimale de la couche microbiologique de surface. Elle nécessite également une surface de filtre plus importante.

Performances

Les valeurs retenues par les directives Australiennes pour la filtration rapide sur sable avec une étape préalable de coagulation floculation sont de 1/3/3/3 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes.

La filtration lente sur sable, sur filtres matures permet d'aller un peu plus loin pour le traitement des microorganismes de plus petite taille (Tableau 21). L'abattement des bactéries gagne ainsi 2 log. L'OMS (2006) retient les valeurs de 3/3/3/3 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes.

Les pathogènes retenus par les processus physiques (filtration et adsorption notamment) n'étant le plus souvent pas inactivés mais simplement retenus, il existe un risque important pour les sous-produits dans lesquels les pathogènes se sont accumulés.

Tableau 21 : Performances de différentes configurations de filtre à sables sur les différents types de microorganismes.

Configuration	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Coagulation, filtration sur sable	<i>E. coli</i>	1,0	D Australian Guidelines, 2006
Coagulation, filtration sur sable	<i>Campylobacter</i>	1,0	D Australian Guidelines, 2006
Coagulation, filtration sur sable	Virus	3,0	D Australian Guidelines, 2006
Coagulation, filtration sur sable	Coliphage	4,0	D Australian Guidelines, 2006
Coag. Moringa Oleifera, filtration sur sable	Coliphage MS2	7,0	Samineni et al. 2019
Coag. / floc., sédimentation, filtration	Enterovirus	1,1	Leong et al., 1983
Coagulation (chaux), filtration sur sable	Enterovirus	3,0	Feachem et al., 1983
Coagulation, filtration sur sable	<i>Cryptosporidium</i>	2,5	D Australian Guidelines, 2006
Coagulation, filtration sur sable	<i>Giardia</i>	3,0	D Australian Guidelines, 2006
Coagulation, filtration sur sable	NS	3,0	D Australian Guidelines, 2006
Filtration lente sur sable	Bactéries	3,0	D OMS, 2006
Filtration lente sur sable	Bactéries	3,0	Kamizoulis et al., 2008
Filtration lente sur sable (2-5 m3/m2/jour)	Bactéries	2,0	Feachem et al., 1983
Filtration lente sur sable	Coliformes totaux	0,5	Rose et al., 1996
Filtration lente sur sable	Coliformes totaux	3,5	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	<i>E. coli</i>	4,1	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	Entérocoques	3,7	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	Virus	3,0	D OMS, 2006
Filtration lente sur sable	Virus	4,0	Kamizoulis et al., 2008
Filtration lente sur sable	Virus	0,8	Leong et al., 1983
Filtration lente sur sable	Coliphage F-spécifique	1,1	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	Coliphage somatique	3,2	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	Coliphage	3,8	Rose et al., 1996
Filtration lente sur sable	Enterovirus	0,8	Rose et al., 1996
Filtration lente sur sable (2-5 m3/m2/jour)	Enterovirus	4,0	Feachem et al., 1983
Filtration lente sur sable	Protozoaires	3,0	D OMS, 2006
Filtration lente sur sable	Protozoaires	3,0	Kamizoulis et al., 2008
Filtration lente sur sable (2-5 m3/m2/jour)	Protozoaires	total	Feachem et al., 1983
Filtration lente sur sable	<i>Clostridium perf. spores</i>	2,1	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	<i>Clostridium perf. spores</i>	2,3	Seeger et al., 2016
Filtration lente sur sable	<i>Cryptosporidium</i>	1,7	Rose et al., 1996
Filtration lente sur sable	<i>Giardia</i>	2,0	Rose et al., 1996
Filtration lente sur sable	Helminthes	3,0	D OMS, 2006
Filtration lente sur sable	Helminthes	2,0	Kamizoulis et al., 2008
Filtration lente sur sable (2-5 m3/m2/jour)	Helminthes	total	Feachem et al., 1983

Variante

Filtration par le sol

Une variante existante pour réaliser une filtration en profondeur peut être l'usage du sol. Celui-ci se constitue parfois d'une grande diversité granulométrique lui offrant une qualité perméable et filtrante plus ou moins intéressante pour le traitement des eaux usées. Le terme de « technosol » est parfois employé lorsque le sol est utilisé à cette fin de traitement. Il peut être naturel ou reconstitué. Du fait de sa naturelle diversité microbiologique les mécanismes biologiques présentés dans le filtre à sable pourront

y être exacerbés. La composition du sol (ou technosol) est le paramètre clé influençant la rétention voire l'abattement/inactivation des pathogènes. La variabilité de cette composition fait que l'estimation des performances est difficile à réaliser de manière générale.

Pour aller plus loin

Landa et coll., 1997 ; OMS, 2006 ; Asano, 2007 ; Jiménez, 2007 ; Drechsel et al., 2011.

3.5.4 Photolyse UV

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire Désinfection	Intensif	Effluents secondaires	Physique : Irradiation	Effluent tertiaire

Description

Le procédé de désinfection par photolyse UV consiste à exposer l'effluent à traiter au rayonnement Ultraviolet de lampes sélectionnées pour leur longueur d'onde spécifique afin d'irradier les microorganismes.

Les lampes UV utilisées en traitement des eaux sont de type UV-C puisqu'elles irradient à une longueur d'onde de 254 nm, ce qui leur confère un pouvoir bactéricide et virucide en s'attaquant aux acides nucléiques présents dans les cellules. L'action est immédiate : les microorganismes sont inactivés.

Le rayonnement UV se mesure en micro watts.seconde/cm². Il y a un lien direct entre la dose utilisée et l'efficacité du traitement.

L'eau à désinfecter transite dans une chambre d'irradiation réalisée en acier, et où sont placées les lampes, qui ont la forme de tubes et sont isolées de l'eau par des gaines en silice ou quartz.

La désinfection par rayonnement UV est très sensible à la turbidité de l'eau à traiter (et à ses variations). Les particules en suspension gênent en effet la propagation des rayonnements (baisse de transmittance), ce qui diminue l'efficacité de la désinfection. En fonction des performances du traitement secondaire (> 15 mg/L MES) une étape de filtration peut être recommandée en amont des lampes UV.

Performances

Les bactéries sont les plus sensibles des microorganismes aux abattement par lampe UV (Tableau 22). Pour certaines souches des abattements de 3 log sont observés pour des doses inférieures à 40 mW.s/cm², mais la disparité de résistance entre les différentes souches est importante. L'OMS retient la valeur de 4 log d'abattement, qui correspond aux abattements observés pour les doses fortes (de l'ordre de 100 mW.s/cm²). Pour les doses moindre (inférieures à 60 mW.s/cm²) on retiendra plutôt la valeur de 2 log.

Les virus sont plus résistants que les bactéries aux UV, là aussi cela dépend des souches. L'OMS retient la valeur de 3 log, qui est associée d'après les études à des doses importantes de l'ordre de 100 mW.s/cm². Les adénovirus notamment sont très résistants aux UV et requièrent des doses UV > 180 mW.s/cm² pour un abattement de 3 log (Cédat, 2016).

Les protozoaires semblent relativement sensibles aux UV. L'OMS retient la valeur de 3 log pour des doses inférieures à celles nécessaires pour les virus.

En revanche, les helminthes et en particulier les œufs semblent particulièrement bien résistants aux UV. L'OMS considère les UV sans effet sur ces types de germes. Ces derniers sont toutefois sensibles à des doses très importantes comme le montrent certaines études.

La désinfection par ultra-violet induit ne produit pas de sous-produits indésirables par rapport à la chloration, mais les UV n'ont pas d'effet rémanent provenant d'une dose résiduelle.

Pour l'exploitant, cette technologie est plus simple et présente moins de risque comparativement à la chloration. La maintenance en est simple, mais elle doit être rigoureuse, il peut arriver qu'une ou plusieurs lampes grillent.

Tableau 22 : Performances de différentes doses d'UV sur les différents types de microorganismes.

Dose	Organisme	Abattement (Log)	Référence
ns	Bactéries	4	D OMS, 2006
ns	Bactéries	4	Kamizoulis 2008
30-60 mJ.cm ²	Bactéries	2	Collivignarelli et al., 2017
80-100 mJ.cm ²	Bactéries	4	Collivignarelli et al., 2017
10 mJ/cm ²	Coliformes totaux	1,5	Cédat 2016
20mJ/cm ² ,	Coliformes totaux	2,5	Gassie et Englehardt 2017
36 mW/s/cm ²	Coliformes fécaux	3	Lazarova et al. 1998
35 mW/s/cm ²	Coliformes totaux	3	Lazarova et al. 1998
20mJ/cm ² ,	Coliformes totaux	>3,4	Gassie et Englehardt 2017
15 mW.s/cm ²	Coliformes fécaux	3,5	Maya et al. 2021
80 mJ/cm ²	Coliformes totaux	4	Gassie et Englehardt 2017
30 mW.s/cm ²	Coliformes fécaux	4,5	Maya et al. 2022
60 mW.s/cm ²	Coliformes fécaux	5	Maya et al. 2023
30 - 45 mWs/cm ²	Coliformes fécaux	5	Lazarova et al. 1998
120 mJ/cm ²	Coliformes fécaux	> 5	Gassie et Englehardt 2017
ns	E. coli	4	D Australian Guidelines, 2006
10 mJ/cm ²	E.Coli	1,3	Cédat 2016
9 mJ/cm ²	E. coli	5,2	Gassie et Englehardt 2017
10 mW/cm ²	E.Coli	> 5	Sommer et al. 1998
10 mJ/cm ²	Streptocoques fécaux	1	Cédat 2016
15 mW.s/cm ²	Streptocoques fécaux	2	Maya et al. 2021
37 mW/s/cm ²	Streptocoques fécaux	3	Lazarova et al. 1998
30 mW.s/cm ²	Streptocoques fécaux	4	Maya et al. 2021
60 mW.s/cm ²	Streptocoques fécaux	5,5	Maya et al. 2021
ns	Campylobacter	4	D Australian Guidelines, 2006
ns	Virus	3	D OMS, 2006
ns	Virus	3	Kamizoulis 2008
ns	Coliphage	6	D Australian Guidelines, 2006
30 to 100 mJ/cm ²	bacteriophage MS2	4	Gassie et Englehardt 2017
30 mW.s/cm ²	bacteriophage MS2	2	Shin et al. 2000
17 - 200 mW.s/cm ²	bacteriophage MS2	5	Lazarova et al. 1998
100 mW.s/cm ²	bacteriophage MS2	<5	Lazarova et al. 1998
ns	enterovirus	3	D Australian Guidelines, 2006
101-202 mJ/cm ² ,	adenovirus	4	Gassie et Englehardt 2017
> 180 mJ/cm ²	adénovirus	3	Cédat 2016
ns	Protozoaires	3	D OMS, 2006
ns	Protozoaires	3	Kamizoulis 2008
64 mJ/cm ²	Clostridium perfringens	3	Gassie et Englehardt 2017
ns	Cryptosporidium	3	D Australian Guidelines, 2006
2 mW.s/cm ²	Cryptosporidium	1,8	Shin et al. 2000
6.1 - 13,1 mJ/cm ²	Cryptosporidium	3	Gassie et Englehardt 2017
10-25 mW.s/cm ²	Cryptosporidium	3	Craik et al. 2001
3 mW.s/cm ²	Cryptosporidium	3	Shin et al. 2000
50 mJ/cm ² (surface water)	Cryptosporidium	3,9	Gassie et Englehardt 2017
19 mW.s/cm ²	Cryptosporidium	4	Bukhari et al. 1999

6,1 - 41 mJ/cm ² ,	Cryptosporidium	6	Gassie et Englehardt 2017
ns	Giardia	3	D Australian Guidelines, 2006
ns	Helminthes	0,0	D OMS, 2006
1,5 kilogray (1000 joules/kg)	Ascaris Eggs	> 2	Feachem et al. 1983

Produit sortant

L'effluent sortant tertiaire est tout ou partiellement hygiénisé selon le procédé et mode opératoire utilisés.

Sous-produits

Ce procédé ne produit pas de sous-produits.

La toxicité du mercure pose des problèmes environnementaux pour les lampes en fin de vie.

Pour aller plus loin

Juery, 2003 ; Asano, 2007 ; Cédât, 2016.

3.5.5 Chloration

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire	Intensif	Effluents secondaires	Chimique : Oxydation	Effluent tertiaire
Désinfection				

Description

La chloration repose sur le mécanisme d'oxydation à partir du chlore. Il est doué d'un pouvoir oxydant rémanent très important, favorable à la destruction des matières organiques.

Lorsqu'il est mis en contact avec les effluents à traiter, le chlore réagit en premier lieu avec les formes azotées présentes et notamment l'ammonium (NH₄) pour former des chloramines. Le chlore injecté est alors dit « combiné » sous forme de chloramine. Puis s'il est présent en quantité suffisante, le chlore restant va permettre la transformation complète des chloramines formées. Cette dose de chlore permettant d'atteindre la transformation totale des chloramines est appelée « point critique ». Une dose supérieure à ce point critique est nécessaire pour permettre l'apparition de « chlore libre », alors capable de réagir avec la matière organique et de jouer son rôle de désinfectant.

La valeur de ce point critique sera d'autant plus faible que la teneur en matières organiques et azotée aura pu être réduite en amont, permettant ainsi d'économiser les doses de réactifs nécessaires et de limiter la formation de sous-produits.

En effet, la chloration peut générer des sous-produits de chloration (SPC) indésirables voire dangereux : aldéhydes, chlorophénols (gênants du point de vue goût et odeur) ; Trihalométhanes (THM) et Composés organochlorés (toxiques et/ou cancérigènes). L'action du chlore mais aussi la présence dans les eaux chlorées de ces produits secondaires dépend principalement du pH du milieu, de la dose de chlore appliquée et du temps de réaction.

Le chlore peut s'employer sous différentes formes :

- Le chlore gazeux simple : Cl₂ (gazeux) : Le chlore gazeux se dissout dans l'eau et réagit pour donner de l'acide Hypochloreux (HClO) et des ions hypochlorites (ClO⁻) en proportions variables selon le pH de la solution et la température du milieu. La forme la plus efficace pour l'élimination des microorganismes étant HClO, le chlore est plus efficace en milieu acide qu'alcalin.
- Le dioxyde de chlore : ClO₂ (gazeux) : Le dioxyde de chlore est un gaz irritant de couleur jaune et d'odeur piquante. Il est plus toxique que le chlore et cinq à dix fois plus coûteux mais possède un pouvoir oxydant supérieur ainsi qu'une rémanence plus importante. Il requiert d'être généré sur site car il est instable et explosif dans l'air. Contrairement au chlore ou à l'ozone, il ne réagit qu'avec quelques composés organiques. Cette plus grande sélectivité augmente l'efficacité de ce désinfectant. Un autre avantage majeur est l'absence de production de THM et de composés organochlorés.
- L'hypochlorite de sodium : NaClO, est un composé chimique inorganique. Dilué dans de l'eau pour créer la solution d'hypochlorite de sodium, communément appelée « eau de javel », NaClO se

dissocie en ions sodium (Na⁺) et hypochlorite (ClO⁻), ce qui en fait un oxydant puissant. Ces solutions sont caractérisées par leur teneur en chlore actif (degré chlorométrique), c'est-à-dire la quantité de chlore libre par litre de solution.

L'utilisation de l'eau de javel pour la désinfection peut tout comme l'utilisation du chlore gazeux conduire à la production de sous-produits de chloration (THM, organochlorés et chlorophénols). Il peut être stocké mais présente une stabilité de 2 mois maximum. Cette solution de désinfection est utilisée pour les petites installations à maintenance limitée.

- L'hypochlorite de calcium : Ca(ClO)₂, est un solide blanc disponible sous différentes formes concentrées à 70% (poudre, granulés, pastilles) ce qui peut présenter un avantage pour la réduction des risques, néanmoins il est toxique et irritant.

Le chlore, sous l'une de ses formes, est alors mélangé dans l'effluent à traiter de type secondaire ou tertiaire, qui doit être peu turbide afin d'optimiser son action sur les pathogènes. Il réagit selon les processus décrits pour chacune des formes de chlore, avec les micro-organismes ou avec d'autres espèces chimiques et réalise ainsi la dégradation de tout ou partie des composés organiques et des pathogènes.

Performances

Chlore Cl₂ : L'efficacité du chlore en tant que bactéricide est reconnue de même que son action virucide notable pour l'inactivation des entérovirus pathogènes. En revanche, sa performance est moindre voire négligeable sur les kystes de protozoaires, spores et certains virus qui présentent des enveloppes externes plus résistantes (Templeton et al., 2008 ; Degrémont, 2023).

Le dioxyde de chlore présente une efficacité plus importante que le chlore pour l'élimination des bactéries, des virus mais aussi des spores et kystes ainsi que les biofilms sur les canalisations. Son action est également rapide : temps de contact 2 à 3 fois plus court que pour le chlore. Ainsi une dose de 0.1 à 0.2 mg/l pendant 5 à 10 minutes assure une action bactéricide (contre 10 à 15 minutes pour le chlore) et une dose de 0.3 à 0.5 mg/l pendant 30 minutes une action virucide (contre 30 à 45 minutes pour le chlore) (Juery, 2003).

Dans le cadre d'une chloration efficace (c'est-à-dire avec la détection de chlore libre dans l'eau) les valeurs de référence sont les suivantes : 6/3/1,5-3/1 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes (Tableau 23).

Tableau 23 : Performance de la chloration sur les différents types de microorganismes. CT : temps de contact avec les germes multiplié par la concentration en désinfectant.

Dose	Organisme	Abattement (Log)	Référence
Chloration	Bactéries	6	D OMS 2006
Chloration	Bactéries	6	Kamizoulis 2008
Chloration	Coliformes fécaux	5	Rose et al 1996
5mg/L, CT 3 min, 22°C	Coliformes fécaux	5	Feachem et al. 1983
11 à 23 mg/L, 15 min	Coliformes fécaux	7	Feachem et al. 1983
2-6 mg/L de chlore	E.Coli	5	Feachem et al. 1983
Chloration	E. coli	6	D Australian Guidelines, 2006
2mg Cl ₂ /L, CT 15 min	E.Coli	6,2	Rodriguez-checa 2015
8mg Cl ₂ /L et CT 10 minutes	E.Coli	6,5	Rodriguez-checa 2015
2mg Cl ₂ /L, CT 30 min	E.Coli	7,2	Rodriguez-checa 2015
2-6 mg/L de chlore	Streptocoques fécaux	4	Feachem et al. 1983
Chloration	Campylobacter	6	D Australian Guidelines, 2006
Chloration	Virus	3	D OMS 2006
Chloration	Virus	3	D Australian Guidelines, 2006
Chloration	Virus	1	leong et al 1983
Chloration	Virus	3	Kamizoulis 2008

	Chloration	Virus	3	leong et al 1983
	Chloration	Virus	3	Jimenez et al. 2011
	Chloration	Coliphage	2,5	D Australian Guidelines, 2006
	Chloration	Enterovirus	1,5	Rose et al 1996
0,5 mg/L de chlore libre, 5 min		Enterovirus	2	Feachem et al. 1983
	Chloration	Enterovirus	>4	leong et al 1983
	Chloration	Protozoaire	>3	D OMS 2006
	Chloration	Protozoaire	1,5	Kamizoulis 2008
	Chloration	Clostridium	2	D Australian Guidelines, 2006
	Chloration	Cryptosporidium	0,5	D Australian Guidelines, 2006
	Chloration	Giardia	1,5	D Australian Guidelines, 2006
CT 2200, 5°C		Giardia (kystes)	3	Wagenmaker et al. 2015
CT 200, 5°C		Giardia (kystes)	3	Wagenmaker et al. 2015
CT 26, 5°C		Giardia (kystes)	3	Wagenmaker et al. 2015
	Chloration	Ascaris eggs	0,0	Feachem et al. 1983
	Chloration	Helminthes	<1	D OMS 2006
	Chloration	Helminthes	1	Kamizoulis 2008
	Chloration	Helminthes	1	D Australian Guidelines, 2006

Par rapport au traitement par lampe UV et ozonation, la chloration permet d'obtenir un effet rémanent. C'est-à-dire que s'il reste du chlore résiduel dans l'effluent de sortie, les risques de recontamination après traitement (transport ou stockage) de l'effluent à traiter seront limités.

Produit sortant

L'effluent tertiaire sortant peut être considéré comme hygiénisé concernant notamment les bactéries, et pour les autres pathogènes selon leur niveau de charge restant dans l'effluent.

Sous-produit

Les réactions d'oxydation produites par la chloration produisent des sous-produits de chloration (SPC) retrouvés dans l'effluent traité tels que les THM. Ces SPC font aujourd'hui l'objet d'études pour caractériser leurs propriétés toxicologiques et épidémiologiques et mesurer leur impact sur la santé.

Pour aller plus loin

Juery, 2003 ; Asano, 2007 ; Templeton et al., 2008

3.5.6 Ozonation

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire Désinfection	Intensif	Effluents secondaires	Chimique : Oxydation	Effluent tertiaire

Description

L'ozonation est principalement utilisée en France pour le traitement des micropolluants. Mais l'ozone a également un impact sur les microorganismes. L'ozone est un gaz oxydant instable produit par décharge électrique. Le procédé de traitement par ozonation repose sur le mécanisme d'oxydation et consiste à diffuser ce gaz dans l'effluent à traiter par une aération située au fond d'un bassin de traitement à simple ou multiples compartiments.

Performances

L'ozone est globalement plus efficace que les réactifs chlorés. Il réagit rapidement avec les microorganismes et requiert des concentrations dix fois plus faibles avec des abattements importants même

pour les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. On peut retenir des abattements jusqu'à 6 log pour les bactéries et les virus, 4 log pour les protozoaires et 3 log pour les helminthes (Tableau 24). Les micro-organismes les plus résistants sont les protozoaires, notamment *Cryptosporidium* qui nécessite un temps de contact plus de 100 fois supérieur à celui nécessaire pour *E. Coli*. Les cinétiques d'abattement des pathogènes sont dépendantes de la dose d'ozone mais également de la charge en matière organique, de la température, du pH notamment. L'ozone est aussi employé pour ses performances dans l'abattement de polluants (pesticides, résidus pharmaceutiques) ainsi que pour l'élimination de l'odeur et la couleur de l'effluent. Tout comme l'irradiation aux UV, l'ozonation ne présente pas d'effet rémanent, à l'inverse de la chloration.

Tableau 24 : Performance de l'ozonation sur les différents types de microorganismes.

Dose	Organisme	Abattement (Log)	Référence
Ozonation	Bactéries	6,0	D OMS, 2006
Ozonation	Bactéries	6,0	Kamizoulis 2008
3-4 mg.min/L	Bactéries	2,0	Collivignarelli et al., 2017
8 - 14 mg/L et 3144 - 1440- mg-sec/L	Coliformes fécaux	3,0	Gassie et Englehardt 2017
5mg/L, CT 10 min	Coliformes fécaux	3,0	Lazarova et al. 1998
7mg/L, CT 10 min	Coliformes fécaux	4,0	Lazarova et al. 1998
5mg/L, CT 10 min	Coliformes totaux	3,0	Lazarova et al. 1998
7mg/L, CT 10 min	Coliformes totaux	4,0	Lazarova et al. 1998
Ozonation	<i>E. coli</i>	6,0	D Australian Guidelines, 2006
5mg/L, CT 10 min	Stréptocoques fécaux	3,0	Lazarova et al. 1998
7mg/L, CT 10 min	Stréptocoques fécaux	4,0	Lazarova et al. 1998
Ozonation	<i>Campylobacter</i>	6,0	D Australian Guidelines, 2006
Ozonation	Virus	6,0	D Australian Guidelines, 2006
Ozonation	Virus	6,0	D OMS, 2006
Ozonation	Virus	6,0	Kamizoulis 2008
4.5 mg-sec/L	Bactériophage	1,0	Gassie et Englehardt 2017
5 mg/L, CT min	Bactériophage	5,0	Lazarova et al. 1998
42 mg-sec/L	Bacteriophage	5,0	Gassie et Englehardt 2017
9,6 mg-sec/L	Bacteriophage	6,5	Gassie et Englehardt 2017
Ozonation	Protozoaires	2,0	D OMS, 2006
Ozonation	Protozoaires	2,0	Kamizoulis 2008
Ozonation	<i>Clostridium</i>	0,5	D Australian Guidelines, 2006
Ozonation	Spores de BASR	1,0	Mailler et al 2020 p.9
Ozonation	<i>Cryptosporidium</i>	2,0	Moles 2007
3,08 mgO ₃ min/L (25°C)	<i>Cryptosporidium</i>	2,0	Gomes et al 2019
CT 1.9, T° 5°C	<i>Giardia (kystes)</i>	3,0	Wagenmaker et al. 2015
Ozonation	NS	1,0	Kamizoulis 2008

Produit sortant

L'effluent tertiaire sortant peut être considéré comme hygiénisé concernant notamment les bactéries, et pour les autres pathogènes selon leur niveau de charge dans l'effluent à traiter.

Sous-produits

Ce procédé ne génère pas de sous-produit spécifiques liés aux microorganismes, en revanche il peut décomposer les micropolluants organiques en sous-produits qui peuvent être toxiques.

Références

Asano, 2007

3.5.7 Filtration membranaire

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Tertiaire Filtration	Intensif	Effluents secondaires	Physique : Tamisage, diffusion-dissolution	Effluent tertiaire, Rétentat

Description

La filtration membranaire est un procédé qui consiste en l'écoulement d'un effluent à travers d'un filtre constitué d'une structure poreuse en couches fines (structure composite) qui constitue la membrane. La filtration repose sur la rétention physique en surface (MicroFiltration (MF) et UltraFiltration (UF)) parfois couplé au mécanisme sélectif de diffusion-dissolution (NanoFiltration (NF) et Osmose Inverse (OI)). Une membrane ou fibre se caractérise par son seuil de coupure qui indique sa sélectivité ou efficacité de séparation ainsi que par son débit qui indique sa perméabilité ou productivité dépendant de : la pression appliquée, l'épaisseur du filtre, le seuil de coupure et la concentration de l'effluent.

S'ils permettent d'atteindre des qualités d'eau extrêmement poussées, leur usage doit rester modéré car ils sont particulièrement coûteux en investissement, en consommation d'énergie et en entretien. Le traitement membranaire fait l'objet de nombreuses études pour la réduction de ces besoins.

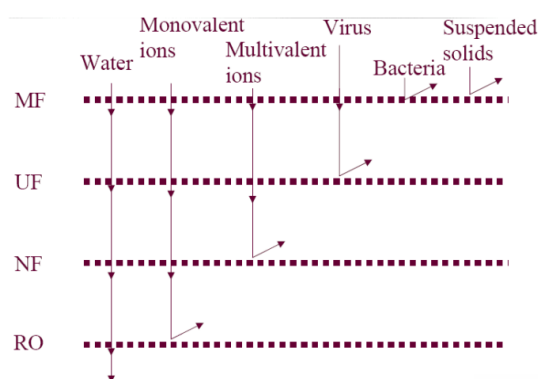


Figure 9 : Efficacité des différents types de membranes sur les différents composants d'une eau usée. Source : Asano, 2007.

Performances

Les filtres membranaires industriels sont dits « absolus » et permettent des abattements constants (sous conditions d'entretiens réguliers) pour chaque type de pathogène. Le seuil de coupure est défini par la masse molaire du soluté le plus petit retenu à 90 %. Les membranes de microfiltration ont le seuil de coupure le plus élevé (entre 0,1 et 10 µm) qui leur permet d'éliminer jusqu'à 5 à 6 Log les bactéries, les helminthes, les protozoaires et les colloïdes « grossiers » mais pas les virus (hormis ceux fixés sur les MES) (jusqu'à 2 Log). L'ultrafiltration selon son seuil de coupure (entre 10 nm à 1 µm), retiendra en plus les virus pour les seuils de coupure les plus fins (jusqu'à 6 Log) ainsi que les polymères et protéines. La nanofiltration retient l'ensemble des pathogènes (7 Log), les ions multivalents et les molécules plus grandes que 1 à 5 nm. Les pressions exercées peuvent également induire des forces de cisaillement qui induisent la lyse des cellules, et ainsi participer à l'abattement des pathogènes.

Tableau 25 : Performances des différents types de traitements membranaires sur les différents types de microorganismes.

Procédé	Design	Organisme	Abattement (Log)	Référence
filtration membranaire	ns	Campylobacter	6	D Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	Clostridium	6	D Australian Guidelines, 2006

filtration membranaire	ns	E. coli	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	6	D	OMS, 2006
filtration membranaire	ns	Phage	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	6	D	OMS, 2006
filtration membranaire	ns	cryptosporidium	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	giardia	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	>6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	6	D	Australian Guidelines, 2006
filtration membranaire	ns	NS	>3	D	OMS, 2006
microfiltration	ns	coliformes fecaux	1,7		Bodzek et al., 2019
microfiltration	2 MF modules	coliformes fecaux	3		Bodzek et al., 2019
microfiltration	on tertiary effluents	Coliformes totaux	5		Warsinger et al., 2018
microfiltration	ns	coliformes fécaux	> 5		Gassie et Englehardt, 2017
microfiltration	0.1-10 µm	coliformes fecaux	6		Collivignarelli et al., 2018
microfiltration	0,4 µm	E.Coli	5		Marti et al., 2011
microfiltration	ns	E. coli	6		Bodzek et al., 2019
microfiltration	ns	NS	2		Warsinger et al., 2018
microfiltration	0,4 µm	Coliphage somatique	5,6		Marti et al., 2011
microfiltration	0,4 µm	Colophage ARN-spé	4,7		Marti et al., 2011
microfiltration	ns	bacteriophage MS2	2		Bodzek et al., 2019
microfiltration	0.1-10 µm	bacteriophage MS2	2		Collivignarelli et al., 2018
microfiltration	ns	Enterovirus	2		Madaeni et al., 1995
microfiltration	ns	NS	> 7		Gassie et Englehardt, 2017
microfiltration	0,4 µm	Clostridium spores	7		Marti et al., 2011
microfiltration	ns	Cryptosporidium (oo)	>6,8		Bodzek et al., 2019
microfiltration	3 MF	Cryptosporidium (oo)	>6,9		Bodzek et al., 2019
microfiltration	ns	Cryptosporidium (oo)	3		Bodzek et al., 2019
microfiltration	0.1-10 µm	Giardia	6		Collivignarelli et al., 2018
microfiltration	ns	Giardia Cysts	5,8		Bodzek et al., 2019
microfiltration	ns	Giardia et Crypto.	total		Causserand et al., 2017
microfiltration	ns	NS	total		Causserand et al., 2017
ultrafiltration	ns	NS	6		Warsinger et al., 2018
ultrafiltration	2 UF modules	coliformes fecaux	2,2		Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	0,03 µm	coliformes totaux	3,7		Yang et al. 2020 p. 12
ultrafiltration	0,03 µm	coliformes fécaux	4,2		Yang et al. 2020 p. 12
ultrafiltration	ns	coliformes fecaux	4,3		Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	ns	coliformes fécaux	> 5		Gassie et Englehardt, 2017
ultrafiltration	ns	coliformes totaux	> 6		Gassie et Englehardt, 2017
ultrafiltration	0.01-0.1 µm	coliformes fecaux	6		Collivignarelli et al., 2018
ultrafiltration	UF	coliformes totaux	6		Warsinger et al., 2018
ultrafiltration	0,03 µm	E.Coli	4		Yang et al. 2020 p. 12
ultrafiltration	ns	NS	7		Warsinger et al., 2018
ultrafiltration	ns	bacteriophage MS2	7		Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	0.01-0.1 µm	bacteriophage MS2	2		Collivignarelli et al., 2018
ultrafiltration	ns	enterovirus	total		Madaeni et al., 1995
ultrafiltration	ns	NS	> 7		Gassie et Englehardt, 2017
ultrafiltration	ns	NS	4		Gassie et Englehardt, 2017

ultrafiltration	ns	cryptosporidium oocysts	6,4	Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	ns	cryptosporidium oocysts	>6,5	Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	3UF	cryptosporidium oocysts	>7	Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	ns	Giardia cysts	>5,5	Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	3UF	Giardia cysts	>7	Bodzek et al., 2019
ultrafiltration	0.01-0.1 µm	giardia	6	Collivignarelli et al., 2018
ultrafiltration	ns	Giardia et Crypto.	total	Causserand et al., 2017
ultrafiltration	ns	Protozoa and oocysts	>6	Warsinger et al., 2018
ultrafiltration	ns	NS	total	Causserand et al., 2017
<hr/>				
nanofiltration	on tertiary effluents	NS	6, total	Warsinger et al., 2018
nanofiltration	ns	clostridium	4,5	Gassie et Englehardt, 2017
nanofiltration	ns	NS	5	Boutin et al., 2008
nanofiltration	on tertiary effluents	NS	5	Warsinger et al., 2018
nanofiltration	0.001-0.1 µm	bacteriophage MS2	3	Collivignarelli et al., 2018
nanofiltration	ns	bacteriophage MS2	5	Gassie et Englehardt, 2017
nanofiltration	ns	NS	>6 , total	Warsinger et al., 2018
nanofiltration	ns	cryptosporidium	4,5	Gassie et Englehardt, 2017
nanofiltration	ns	giardia	4,5	Gassie et Englehardt, 2017
nanofiltration	ns	Giardia et Crypto.	total	Causserand et al., 2017
nanofiltration	on tertiary effluents	NS	total	Warsinger et al., 2018
nanofiltration	ns	NS	total	Causserand et al 2017
<hr/>				
osmose inverse	ns	NS	7	Warsinger et al., 2018
osmose inverse	ns	campylobacter	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	clostridium	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	coliformes totaux	> 6,5	Gassie et Englehardt, 2017
osmose inverse	ns	E. coli	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	NS	total	Causserand et al., 2017
osmose inverse	ns	NS	7	Warsinger et al., 2018
osmose inverse	ns	NS	>2	Leong et al. 1983 p.112
osmose inverse	< 0.001 µm	bacteriophage MS2	4,5	Collivignarelli et al., 2018
osmose inverse	ns	bacteriophage MS2	7	Gassie et Englehardt, 2017
osmose inverse	ns	phage	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	NS	>7	Warsinger et al., 2018
osmose inverse	ns	NS	5,5	Gassie et Englehardt, 2017
osmose inverse	ns	Cryptosporidium	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	Giardia	6	D Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	Giardia et Crypto.	total	Causserand et al., 2017
osmose inverse	ns	NS	6	Australian Guidelines, 2006
osmose inverse	ns	NS	total	Causserand et al., 2017

Produit sortant

L'effluent sortant tertiaire est tout ou partiellement hygiénisé selon le procédé utilisé.

Sous-produit

Les concentrats produits en parallèle des eaux filtrées, comme les eaux de lavage des membranes, sont chargées en pathogènes non inactivés. En fonction de leur destination (mise en dépôt ou valorisation) elles doivent subir un traitement adapté.

Pour aller plus loin

Asano, 2007 ; Stephenson et al., 2007

3.5.8 Conclusion sur le traitement tertiaire

Les systèmes de traitement tertiaires sont spécifiquement conçus pour affiner la qualité de l'eau et atteindre des qualités poussées, notamment vis-à-vis des microorganismes pathogènes.

Les procédés membranaires les plus poussés (NF et OI) permettent une désinfection totale avec un abattement de 7 log des 4 types de pathogènes.

Les autres procédés restent efficaces avec des abattements pouvant aller jusqu'à 6 ou 7 Log, mais sans être simultanés sur les 4 types de microorganismes.

En fonction de l'objectif de qualité fixé, et compte tenu de la qualité de l'effluent entrant variable selon chaque type de microorganismes, il sera nécessaire de sélectionner le procédé ou la combinaison de procédés permettant d'obtenir les performances voulues.

Tableau 26: Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement tertiaires.

	Bactéries	Virus	Kystes de protozoaires	Œufs d'helminthes
Bassin de maturation	5	4	2	2
BSTEU	6	4	4	3
Filtration lente sur sable	3	3	3	3
Photolyse UV	4	3	3	0
Chloration	6	3	1,5	<1
Ozonation f	6	6	4	3
Micro-filtration	5	2	5	6
Ultra-filtration	7	6	7	7
Nano-filtration et Osmose Inverse	7	7	7	7

3.6 Conclusion sur le traitement des eaux usées

Une large revue de la littérature a permis de dresser un panorama des performances des différents procédés de traitement vis-à-vis des différents types de microorganismes.

On constate des variations qui peuvent être importantes (supérieures à 1 log) en fonction des types de microorganismes, pour un même type de microorganismes en fonction de l'indicateur suivis, et pour un

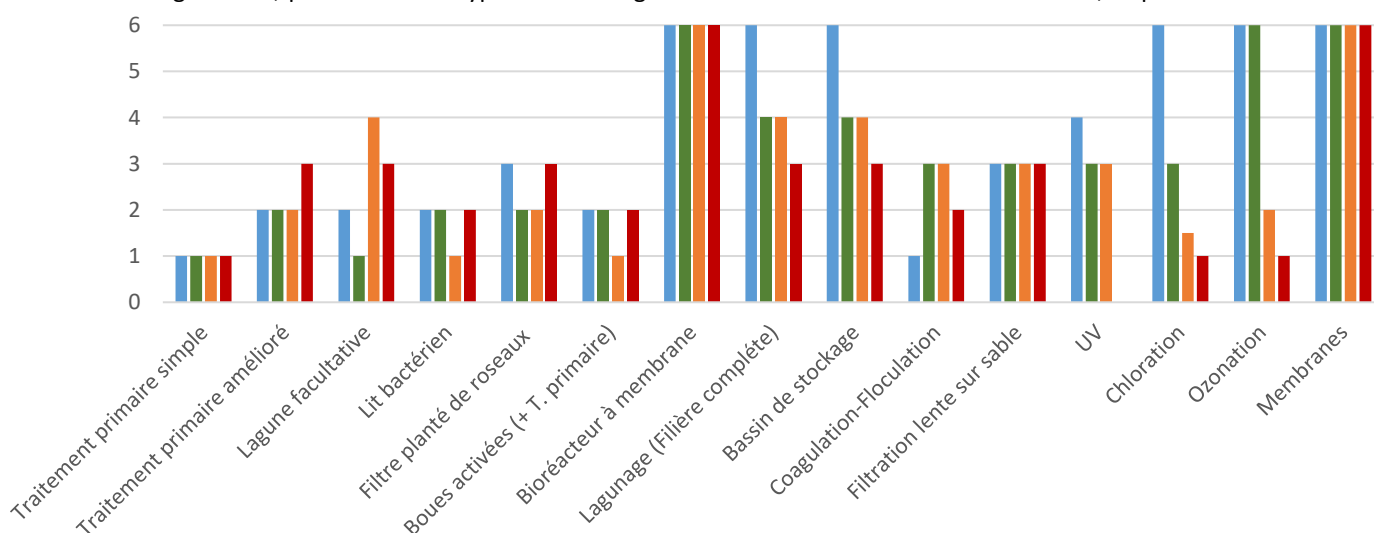


Figure 10 : Comparaison des performances des différents procédés de traitement des eaux. D'après OMS, 2006.

même indicateur en fonction des conditions du traitement ou de l'étude. S'il paraît intéressant de fournir toutes ces nuances pour comprendre la complexité du sujet, et mieux appréhender les risques associés à la Reut, il est également intéressant de ne retenir que quelques valeurs synthétiques pour appréhender les grands principes de gestion des pathogènes permis par les différents procédés. Il est très délicat de ne retenir qu'une valeur pour chaque procédé et chaque type de microorganismes. La figure 10 reprend les valeurs proposées par l'OMS (2006) et qui font consensus dans la communauté scientifique. Elles correspondent aux performances généralement observées en conditions normales d'exploitation.

Pour un même procédé, les performances ne sont pas forcément homogènes entre les différents types de microorganismes. Pour la chloration par exemple l'abattement est de 6 log sur les bactéries, 3 pour les virus et protozoaires et 1 pour les helminthes. Cela s'explique par les caractéristiques physiques ou physiologiques des microorganismes, ainsi que par les mécanismes de traitement à l'œuvre dans les différents procédés. Les procédés de traitement basés sur l'oxydation par exemple (Chloration et Ozonation) ont de bonnes performances sur les bactéries (et les virus pour l'ozone) mais moins sur les protozoaires et les helminthes. En effet, les œufs d'Helminthes et kystes ou oocystes de protozoaires ont une enveloppe ou une coque qui les protègent de l'oxydation et des rayonnement UV. D'autres procédés mobilisent des mécanismes physiques (filtration, décantation) comme les traitements primaires et les différents types de filtres ou de membranes. Les microorganismes les plus gros (oocystes de protozoaires, œufs d'helminthes) ou les plus denses sont plus facilement retenus que les plus petits (bactéries, virus). En fonction des objectifs de qualité à atteindre, il peut être nécessaire d'associer différents procédés entre eux pour s'assurer que les différents types de germes sont bien éliminés. C'est par exemple le cas des associations filtres à sables et UV.

- Traitement primaire

Le traitement primaire constitue une étape préalable et indispensable pour protéger les ouvrages de traitement situés à l'aval. Il cible principalement la pollution particulaire, les huiles et les graisses. Les microorganismes sont souvent associés à la matière organique (développement en colonies sous forme de biofilm ou de floccs (Chahal et al., 2016; Nkurunziza et al., 2009; Templeton et al., 2008)). 90% d'entre eux sont ainsi éliminés par un traitement primaire simple, et jusqu'à 99% dans le cas d'un traitement primaire amélioré (coagulation-floculation par sels métalliques et polymères). Les germes bactériens piégés dans les boues peuvent être abattus par les conditions anaérobies ou piégés dans les floccs et abattus par leur pH acide (Dias et al., 2017; Sinclair, 2010).

L'abattement obtenu par traitement primaire, quoiqu'important, ne permet pas pratiquer la Reut.

- Traitement secondaire

Le traitement secondaire repose sur la dégradation par une culture bactérienne de la matière carbonée dissoute et des nutriments. Ces conditions sont favorables à la mise en œuvre des mécanismes biologiques permettant la biodégradation des pathogènes (compétition, prédation, antagonisme). Les mécanismes de séparation physique des boues secondaires participent aussi à l'abattement des microorganismes.

Que les cultures soient libres (boues activées, lagune facultative) ou fixées (lit bactériens, filtres plantés de roseaux) les performances sont proches. Ces traitements intervenant systématiquement (à part pour le FPR vertical) après un traitement primaire, par rapport aux eaux usées brutes, les effluents secondaires présentent une réduction de 99% des microorganismes : 2-3/2-3/2/2 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. Si les abattements peuvent être suffisants pour les classes C et D (cf Règlement Européen), en fonction des concentrations dans les eaux usées brutes, les procédés secondaires devront être suivis d'un traitement complémentaire pour tenir les concentrations demandées.

L'association de ces procédés au sein de filières complètes de traitement permet d'atteindre des performances beaucoup plus poussées : 6/4/6/6 Log pour les filières de lagunage naturel ou même 6/6/6/6 Log pour les Bioréacteurs à membrane, respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. Les classes B, C, D sont accessibles, ainsi que la classe A pour les BRM.

Les performances sur les microorganismes de la filière de lagunage naturel (1 bassin anaérobie, 1 bassin facultatif et 3 bassins de maturation en série) reposent sur l'irradiation solaire et la sédimentation qui peut être indirecte par fixation des bactéries aux MES (Ansa et al., 2012). Les processus biologiques, le temps de rétention hydraulique ainsi que les processus abiotiques comme les hautes températures (> 45°C) (Dias

et al., 2017) participent également aux abattements. La présence d'algues dans les premiers bassins conduit à une irradiation limitée, mais la photosynthèse permet une augmentation de la concentration en dioxygène dissout et du pH (nuisible à partir de 9.3), favorisant la production d'espèces réactives oxydantes (Davies-Colley et al., 2005; Noble and Roberts, 2004; Russo, 2008; Sinclair, 2010). Par ailleurs, les algues peuvent être en compétition avec les bactéries pour les sources de carbone et nutriments (Ansa et al., 2008) ou par antagonisme, produire des toxines nocives pour certaines bactéries (Doyle and Erickson, 2012; Kantachote et al., 2009; Noble and Roberts, 2004). Outre la production d'une eau de qualité B, leur volume important permet des effets de stockage, autre dimension importante dans une optique de Reut. Des bassins de lagunage sont ainsi associés à plus de la moitié des projets de Reut en fonctionnement en France (Lombard-Latune et al., 2023) et près des ¾ dans le cas d'usages agricoles. Les bioréacteurs à membrane ont des performances similaires aux traitements membranaires de désinfection (microfiltration – ultrafiltration). Les 6 log d'abattement s'expliquent par une sélection par la taille, déterminée par le seuil de coupure de la membrane (40-400 µm). Les virus, même de taille inférieure au seuil de coupure, sont éliminés par des processus biologiques, ou retenus par adsorption du fait du développement de biofilm sur la membrane (Hai et al., 2014; Marti et al., 2011; Xiao, 2019).

- Les traitements tertiaires

Le traitement tertiaire constitue l'étape de finition de traitement, ciblant notamment la désinfection de l'effluent ou parfois l'abattement de micropolluants. Ses performances sont sensibles à la présence de MES, ou de matière organique, y compris sous forme dissoute (risque d'effet d'écran, ou de colmatage), elles dépendent ainsi des étapes de traitement précédentes (Gomes et al., 2019).

Les bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU) dérivent des bassins de maturation du lagunage naturel. Ils permettent de stocker des Eaux Usées sur de longues périodes (de plusieurs dizaines de jours à plusieurs mois) jusqu'à leur utilisation pendant la saison d'irrigation. Leur importante profondeur (de 3 et 8 mètres en moyenne, jusqu'à 20 m) permet de limiter l'emprise au sol, l'évaporation et ainsi la salinité des effluents sortants. En contrepartie, leur profondeur limite les mécanismes biologiques et d'irradiation ce qui est en partie compensé par un temps de séjour qui est théoriquement plus long que dans une lagune de maturation. Si ces réservoirs sont correctement dimensionnés, exploités et entretenus, les performances sont de l'ordre de 6/4/4/3 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. En sortie de traitement secondaire ils pourraient permettre d'atteindre une classe B, voire A. Il est Les performances peuvent être bien plus modestes quand les températures ou la durée de stockage se réduisent (Juanico & Milstein, 2004 ; Mara, 2004 ; Jimenez et al., 2011 ; Eme & Molle, 2014).

Les filtres à sables sont utilisés en traitement tertiaire. Plusieurs mécanismes sont mobilisés dans l'abattement des microorganismes : i) la filtration de surface (œufs d'helminthe et protozoaires) qui se renforce avec le temps ; ii) l'absorption et l'adsorption qui permettent de retenir une partie des bactéries et des virus au sein du média directement et/ou dans le biofilm avec le développement de ce dernier ; iii) les mécanismes biologiques de compétition, prédation, antagonisme et parasitisme qui se mettent en place au sein du biofilm et qui permettent l'inactivation de tout ou partie des bactéries et virus. Les performances de la filtration rapide sur sable avec une étape préalable de coagulation floculation sont de 1/3/3/3 Log respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes. La filtration lente sur sable, sur filtres matures, permet d'aller un peu plus loin pour le traitement des microorganismes de plus petite taille, l'abattement des bactéries gagne ainsi 2 log pour atteindre 3 log sur tous les types de microorganismes. Placés en sortie de traitement secondaire, les filtres à sables pourraient permettre d'atteindre une classe B.

Le procédé de désinfection par photolyse consiste à exposer l'effluent à traiter au rayonnement Ultra-Violet (UV) de lampes sélectionnées pour leur longueur d'onde spécifique afin d'irradier les microorganismes. En fonction des performances du traitement secondaire (> 15 mg/L MES) une étape de filtration peut être recommandée en amont des lampes UV. Les performances retenues par l'OMS (4/3/3/0 respectivement pour les bactéries/virus/protozoaires et helminthes) correspondent à des doses fortes (de l'ordre de 100 mW.s/cm²). Pour les doses moindre (inférieure à 60 mW.s/cm²) on retiendra plutôt la valeur de 2 log. En revanche les UV sont considérés comme étant sans effets sur les œufs d'Helminthes. En fonction des usages ciblés et des procédés secondaires mobilisés en amont, il peut être nécessaire de les compléter par une filtration. Les UV pourraient permettre d'atteindre une classe B.

La chloration est très répandue et nécessite également un effluent secondaire de qualité. Le traitement repose sur le pouvoir oxydant du chlore, qui va réagir préférentiellement avec les formes azotées. Si la

dose est suffisante (concentrations résiduelles de chlore) et le temps de contact important (plusieurs dizaines de mg.min/L) les microorganismes peuvent être oxydés à leur tour. Le pouvoir oxydant du chlore est moindre que celui de l'Ozone (O₃ avec des CT de 2 mg.min/L) mais peut présenter un effet rémanent en cas de concentration résiduelle en réactif (Moles, 2007). En sortie de traitement secondaire, la chloration pourrait permettre d'atteindre une classe B, voire A pour l'ozonation.

Les filtrations en surface au moyen d'une membrane ont une efficacité déterminée par la taille des pores. Les membranes de microfiltration ont le seuil de coupure le plus élevé (entre 0,1 et 10 µm) qui leur permet d'éliminer jusqu'à 5 à 6 Log les bactéries, les helminthes, les protozoaires et les macrocolloïdes mais pas les virus (hormis ceux fixés sur les MES) (jusqu'à 2 Log). L'ultrafiltration selon son seuil de coupure (entre 10 nm à 1 µm), retiendra en plus les virus pour les seuils de coupure les plus fins (jusqu'à 6 Log) ainsi que les polymères et protéines. La nanofiltration retient l'ensemble des pathogènes (7 Log), les sels ionisés multivalents et les molécules plus grandes que 1 à 5 nm. L'osmose inverse retient par sa structure dense l'ensemble des ions et les molécules de taille supérieure, et donc l'ensemble des pathogènes (7 Log). Ces membranes dites absolues, présentent des abattements qui permettent de répondre aux exigences de la classe A, au prix d'une haute dépense énergétique.

4. Procédés de traitement centralisé des boues d'épuration et matières de vidange

A l'exception du cas des filtres plantés qui permettent un traitement conjoint des eaux et des boues, ces dernières, comme les matières de vidanges issues de l'assainissement individuel, doivent faire l'objet d'un traitement spécifique. Cela se fait dans la « file boues » qui mobilise des procédés de traitement différents de ceux de la « file eau » décrits précédemment. Le choix des procédés se fait en fonction de la qualité entrante de la matière, notamment en termes de concentration en matière sèche (MS) mais aussi en fonction de la qualité sortante souhaitée (taux de siccité, niveau d'hygiénisation, etc.).

Les boues d'épuration et matières de vidanges contiennent des microorganismes en quantité importante : les concentrations sont considérées comme 10 à 100 fois supérieures à celles rencontrées dans les eaux usées brutes (voir 1.3). **Les charges en microorganismes, comme les taux de matières organiques et inorganiques, sont encore plus variables que pour les eaux usées, particulièrement pour les matières de vidange (MV)** collectées en sortie des procédés de traitements individuels ou à la parcelle. De très nombreux facteurs influencent la qualité des MV : les pratiques d'hygiène après la défécation (utilisation d'eau ou de papier), le type d'interface utilisateur (toilette sèche ou à chasse), la conception de l'ouvrage de collecte/stockage (temps de séjour, perméable ou imperméable, simple ou double fosse), la fréquence de vidange (« âge » des MV), le climat, la fréquence et l'ampleur des remontées de nappes, etc. **Des mesures pour caractériser les matières à traiter devront être réalisées impérativement pour pouvoir concevoir une chaîne de traitement.**

Le traitement des boues et des matières de vidanges a trois objectifs :

- La déshydratation, qui vise à réduire la proportion d'eau présente. L'objectif est d'atteindre des taux de siccité de l'ordre de 20 % (c'est-à-dire que la matière sèche représente 20% de la masse du produit final). Cela nécessite généralement plusieurs étapes de traitement.
- La stabilisation, qui vise à réduire le pouvoir fermentescible des boues, c'est-à-dire leur taux de matière organique biologiquement dégradable. L'objectif est à la fois de réduire le volume des boues, mais aussi de limiter leur impact après rejet dans l'environnement. Des boues ou MV non stabilisées consomment l'oxygène disponible dans le milieu pour décomposer la matière organique qu'elles contiennent.
- L'hygiénisation, qui vise à réduire la charge en microorganismes contenue dans les boues ou les MV, afin de pouvoir les valoriser.

La présentation des différents procédés est structurée autour de ces 3 catégories, avec toujours un focus sur les performances sur l'élimination des microorganismes. Les autres aspects sont largement détaillés dans la littérature existante citée en référence (voir par exemple Drechsel et al., 2011 ; Strande et al., 2014 ; Tayler, 2018).

Les procédés permettent généralement de contribuer à plusieurs de ces objectifs. En traitement collectif, la file boue associe plusieurs procédés différents (déshydratation, puis stabilisation, nouvelle déshydratation avant une éventuelle étape complémentaire d'hygiénisation).

4.1 Les procédés de déshydratation / épaissement

La séparation des matières solides et liquides qui composent les matières de vidanges liquides et boues d'épuration constitue généralement la première étape de leur traitement. Elle permet de réduire fortement le volume de matières à traiter par la suite. Une première étape « d'épaississement » est nécessaire si la teneur en matières sèches des boues ou matières de vidanges à traiter est inférieure à environ 5 %, soit 5g/L. Par la suite d'autres étapes complémentaires de stabilisation ou d'hygiénisation peuvent être ajoutées avant une déshydratation plus poussée visant à atteindre des taux de siccité d'au moins 20%.

Les procédés de déshydratation induisent une stabilisation partielle des boues, par inhibition physique (dessiccation) de la dégradation de la matière fermentescible. Une stabilisation plus conséquente par voie biologique (dégradation de la fraction organique des matières) est permise par les lits de séchage et plus

encore les lits de séchage plantés.

Les traitements de déshydratation ou d'épaississement ne ciblent pas spécifiquement les microorganismes, mais ont tout de même un effet sur ces derniers. Les microorganismes présents dans la phase liquide seront renvoyés en tête de station avec cette dernière. La dégradation de ceux qui sont associés à la matière solide sera décrite pour chaque procédé par les différents mécanismes impliqués (cf partie 2).

4.1.2 Bassin de sédimentation - épaississement

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Séparation solide - liquide	Collectif	<ul style="list-style-type: none"> . Sédimentation, . Biodégradation anaérobie, adsorption, . Stabilisation biologique partielle de la MO 	<ul style="list-style-type: none"> . Boues épaissies (siccité de 5 à 10%), partiellement stabilisées . Effluents liquides (surnageant renvoyé en tête de station) 	Faible

Description

Le bassin de sédimentation et épaississement est un procédé couramment utilisé pour l'épaississement des boues et matières de vidange. Ce sont des bassins, en béton ou simple excavation, dans lesquels sont déversées et stockées les boues d'épuration et/ou matières de vidange pour leur permettre de se stabiliser en partie et de s'épaissir en vue d'un traitement ultérieur. Deux bassins fonctionnant en parallèle sont nécessaires pour assurer un service continu, c'est à dire en exploitant l'un pendant que l'autre continue de stabiliser, puis est curé et nettoyé. Le volume d'un bassin comprend à sa base une zone d'épaississement et d'accumulation, où la compaction naturelle a lieu. Dans cette zone peut avoir lieu une dégradation anaérobie de la matière organique (MVS) encore présente dans les matières qui contribuera à sa stabilisation. Les matières décantées épaissies sont soutirées par pompage ou excavation selon leur siccité, après évacuation de l'effluent surnageant.

Les bassins sont donc intéressants pour l'épaississement des boues d'épuration ou matières de vidange en vue de les faire correspondre notamment aux critères en matière de siccité pour un traitement ultérieur. Ils permettent aussi d'homogénéiser d'une part, ainsi que de stabiliser en partie et de favoriser ainsi la déshydratation ultérieure des matières de vidange provenant de différentes sources et souvent de qualité variable, et notamment contenant une fraction dite « fraîche » car riche en MVS.

Performances

La décantation permet de réduire la concentration en MES de 50 à 80 % dans le surnageant lorsque les bassins sont bien dimensionnés et exploités correctement (Heinss et al., 1998). La siccité des boues épaissies dépend de la durée du cycle de fonctionnement et des caractéristiques initiales des boues de vidange. Il semble raisonnable de pouvoir atteindre une siccité de 6% en 7 jours de traitement, voire jusqu'à 15% lorsque les conditions sont favorables (Heinss et al., 1998).

Concernant la stabilisation de la matière organique, (Heinss et al., 1998) reportent qu'une diminution de 10% des MVS par dégradation anaérobie a pu être constatée pour un temps de traitement supérieur à 4 semaines. Ces performances sont grandement dépendantes de la qualité des boues et matières entrantes et notamment de leur taux de MVS plus ou moins important.

Ces procédés n'ont pas pour vocation première l'inactivation des pathogènes, même si celle-ci peut y avoir lieu dans certaines conditions en faibles proportions. L'effet le plus notable concerne les helminthes, la mort des œufs d'helminthes dans la couche de boues est observée, même si certains œufs peuvent survivre pendant de nombreuses années (Nelson et al., 2004 ; Sanguinetti et al., 2005). Les pathogènes non-inactivés seront répartis dans les matières sortantes : helminthes, protozoaires ainsi que la fraction

des virus et bactéries fixée par adsorption aux particules se retrouveront piégés par sédimentation dans ces matières décantées épaissies. En revanche les virus et bactéries non fixés resteront dans l'effluent surnageant.

Tableau 27 : Performances des bassins de sédimentation sur les différents types de microorganismes

Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Coliformes totaux	<0,01	Rose et al., 1996
Coliformes fécaux	<0,01	Rose et al., 1996
Bactéries	3	Stenström et al., 2011
Coliphages (E.Coli)	0,12	Rose et al., 1996
Enteroviruses	0,36	Rose et al., 1996
Virus	3	Stenström et al., 2011
Cryptosporidium (kystes)	0,89	Rose et al., 1996
Giardia (kystes)	> 0,96	Rose et al., 1996
Œufs d'Helminthes	3	D OMS, 2012
Œufs d'Helminthes	3	Stenström et al., 2011

Produit sortant

Les boues séparées sont épaissies et resteront le plus souvent encore liquides (siccité <10%). Elles ne sont pas considérées comme totalement stabilisées. Selon leur utilisation finale (mise en dépôt ou valorisation) elles pourront nécessiter un traitement supplémentaire pour leur stabilisation, leur déshydratation et leur hygiénisation.

Sous-produit

L'effluent (surnageant) est généralement plus concentré que des eaux usées brutes et doit être traité ultérieurement soit en retour en tête en cas de station de traitement des eaux usées, soit par un procédé adapté selon sa destination finale (rejet ou valorisation, cf. partie 3 sur les procédés de traitement des eaux usées).

Références

Drechsel et al., 2011 ; Strande et al., 2014 ; Tayler, 2018

4.1.3 Déshydratation mécanique

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Déshydratation	Collectif	Filtration	Boues déshydratées, pâteuses voire solides (siccité entre 15 - 35%) Effluents, centrât, percolât	Nulle

Description

La déshydratation mécanique repose sur l'extraction mécanique de la fraction liquide des matières à

traiter. On distingue plusieurs procédés selon la technique utilisée : la décanteuse-centrifugeuse, les filtres à bandes ou à plateaux, et enfin la presse à vis. La presse à vis et le filtre à bande ont aussi été utilisés pour le traitement des matières de vidange dans les pays à faible revenu.

Performances

Selon le procédé choisi, des taux variables de siccité finale du biosolide sortant pourront être atteints : entre 16 et 22% pour la décanteuse centrifugeuse, entre 14 et 18% pour un filtre à bande, et entre 30 à 35% pour un filtre à plateaux, entre 15 et 25% pour les presses à vis (Tayler, 2018).

Ces procédés ne sont pas spécifiquement conçus pour l'élimination des pathogènes. Une partie de ceux-ci seraient théoriquement inactivés par mécanismes de déshydratation, de destruction physique due à la pression entre autres, mais n'ont pas été quantifiés.

Produit sortant

Les boues ou biosolides sortants de ces procédés sont déshydratés, de consistance pâteuse ou solide. La matière organique y est en partie stabilisée par inhibition physique (déshydratation) de la dégradation incontrôlée des matières organiques. Ils sont en revanche encore chargés en pathogènes et devront subir, selon leur destination finale (mise en dépôt ou valorisation) un traitement tertiaire supplémentaire.

Les effluents liquides, aussi appelés percolâts ou centrâts en fonction des procédés, sont encore chargés en pathogènes. Ils pourront subir si nécessaire selon leur destination finale (rejet au milieu ou réutilisation) un traitement adapté, soit par retour en tête en cas de station de traitement des eaux usées, soit par un procédé de traitement adapté le cas échéant (cf. partie 3 procédés de traitement des eaux usées).

Références

Drechsel et al., 2011 ; Strande et al., 2014 ; Tayler, 2018

4.1.4 Lits de séchage non plantés

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Secondaire (primaire facultatif) – Déshydratation	Collectif	Physique : <ul style="list-style-type: none"> . Filtration . Absorption . Déshydratation 	Boues déshydratés pâteuses à solides (siccité entre 15 - 75%) Effluents (percolât)	Faible

Description

Les lits de séchage non-plantés sont le procédé le plus ancien et le plus simple pour déshydrater les boues d'épuration ou matières de vidange. Celles-ci peuvent être traitées sans traitement primaire d'épaississement préalable si la siccité est supérieure à 4%.

Les matières à traiter sont déversées sur un ou plusieurs lits en couches épaisses. Les lits sont généralement composés d'une couche de sable sur une couche de gravier, disposées sur un lit étanche en béton et en maçonnerie, qui peut être couvert en protection contre la pluie. Le nombre de casiers dépend de la charge à traiter, de la qualité des matières entrantes (siccité, stabilité), des objectifs à atteindre et du climat. A partir de ces paramètres, la durée du cycle de séchage et le calendrier de déversement des boues (et donc le nombre d'unités nécessaire) est défini.

Une fois épandues sur les casiers, les matières sont ensuite laissées au repos. Sous l'action des phénomènes de déshydratation par percolation dans un premier temps puis évaporation, leur teneur en matières sèches augmente jusqu'à ce qu'elles aient la consistance de boues manipulables à la pelle, ou la

siccité recherchée. Elles sont alors extraites. Le percolât est collecté par un système de drainage au fond du lit.

Performances

Concernant la déshydratation, à titre indicatif pour des lits couverts, il faut compter un temps de séjour entre 4 et 15 jours en climat chaud/aride et 15 à 30 jours en climat tempéré/humide pour atteindre des siccités de l'ordre de 15 à 30%. La siccité peut monter à plus de 75% voire plus en cas de conditions favorables et de temps de séjour suffisants (Tayler, 2018).

Concernant l'abattement en pathogènes, ces procédés ne sont pas spécifiquement conçus pour cela. Un abattement peut tout de même être envisagé. Pour l'effluent sortant, celui-ci se fera par divers mécanismes : filtration en surface (pour les helminthes, protozoaires, bactéries et virus fixés sur les MES), ou absorption dans le massif filtrant, et éventuellement divers mécanismes biologiques (prédation, antagonisme etc.) qui sont difficilement quantifiables et mesurables. Dans les matières déshydratées accumulées, l'inactivation des pathogènes helminthes se fera théoriquement essentiellement par déshydratation/dessiccation. L'abattement constaté dépendra des temps de séjour et temps de stockage des matières en fonction de leur siccité.

Produit sortant

Les biosolides sortants présentent donc une siccité comprise entre 15 (pâteuses) et 75% (solides) selon les conditions de mise en œuvre du traitement et les caractéristiques des matières entrantes. La matière organique y est stabilisée principalement par inhibition physique (déshydratation) de sa dégradation incontrôlée. Les biosolides sont en revanche encore chargés en pathogènes. De plus, une part des microorganismes inactivés par déshydratation est susceptible d'entrer en reviviscence par réhumidification lors de l'épandage notamment. Ils devront donc subir, selon leur destination finale (mise en dépôt ou valorisation) un traitement tertiaire supplémentaire, qui pourra être spécifiquement orienté sur l'élimination des pathogènes.

Sous-produit

Concernant les effluents collectés, un abattement significatif peut être constaté, notamment pour les helminthes et protozoaires retenus par tamisage dans les boues,. Cependant, la mise en œuvre de tous ces mécanismes, cités au paragraphe performances, dépendent de la conception du lit et du massif filtrant, de la nature des matières entrantes et des paramètres d'exploitation du procédé. Aussi il est considéré que l'effluent sortant sera encore chargé en pathogènes et pourra, si nécessaire selon sa destination finale (rejet au milieu ou réutilisation), subir un traitement adapté supplémentaire (retour en tête de station d'épuration si existante, ou mise en place d'un traitement spécifique adapté le cas échéant).

Variante rétention prolongée

Une rétention prolongée sur les lits de séchage non plantés ou plantés peut améliorer les performances de déshydratation des biosolides (et donc d'abattement pour certains pathogènes notamment les helminthes) et être envisagée à titre de traitement supplémentaire notamment lorsque des siccités plus importantes sont requises pour une forme de valorisation souhaitée en aval.

Références

Heinss et al., 1998 ; Drechsel et al., 2011 ; Tayler, 2018.

Variante

Séchage solaire couvert

Ces lits sont recouverts par des structures semblables à des serres, réalisées avec un matériau étanche transparent fixé sur un cadre métallique, qui empêche la pénétration de la pluie. Par effet de serre le procédé permet d'augmenter les températures et le taux d'évaporation. Les boues d'une siccité initiale d'environ 15 à 20 % peuvent ainsi atteindre une siccité de 75 à 95 % en l'espace de 15 à 30 jours (Tayler, 2018). Les lits doivent être ventilés naturellement ou mécaniquement et les boues retournées régulièrement. Il n'y a pas de production de lixiviats.

Les UV sont en revanche stoppés par les parois de la serre et n'interviennent donc pas dans la désinfection, qui est limitée et repose sur la déshydratation/dessiccation et l'augmentation de température.

4.1.5 Lits de séchage plantés

Type de traitement		Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Primaire, Secondaire - Epaissement et Déshydratation	Collectif	Boues d'épuration et/ou matières de vidange liquides ou épaissies.	Physique : . Filtration . Absorption . Déshydratation	Boues déshydratées stabilisées (siccité entre 25 et 55%),	Limité
		Digestat		Effluent (percolât)	

Description

Au niveau de la construction, les lits de séchage plantés sont semblables aux lits non-plantés, mais ils sont végétalisés avec des plantes enracinées dans le lit et qui émergent au-dessus de la surface de la couche de boues. La perte en eau des lits de séchage plantés se produit par une association d'évaporation, d'évapotranspiration par les plantes et de percolation à travers le lit. Un de leurs avantages par rapport aux lits de séchages non-plantés est qu'ils permettent également la stabilisation de la matière organique par biodégradation de la matière organique (humification/minéralisation). Le couvert végétal maintient des conditions de surface favorables au compostage des boues. Des abattements de 45 à 55% des MS apportées sont observés (Molle et al., 2013). Les tiges et le système racinaire des végétaux maintiennent les capacités d'infiltration à travers la couche de boue. Les lits de séchage plantés permettent ainsi de réduire la production de boues, et le curage des matières se fait sur plusieurs années (3 à 5) et non après chaque cycle de remplissage/séchage comme pour le lit non planté (quelques semaines).

Performances

Concernant la déshydratation, ce procédé peut générer des biosolides dont la siccité est supérieure à 25% en climat tempéré pour des boues d'épuration et peut atteindre 55% sur des matières de vidange en climat tropical (Kengne et al., 2009 ; Molle et al., 2013 ; Andrade et al., 2017).

La matière organique des biosolides produits par les lits de séchage plantés est stabilisée, par biodégradation aérobie (humification) et par déshydratation.

On retrouve des microorganismes et des indicateurs de présence des pathogènes dans les boues curées. Les performances observées sont de 2 log pour les bactéries (Molle et al., 2013). Un temps de stockage plus long des boues avant leur épandage peut permettre théoriquement un abattement plus important des pathogènes, mais il reste très faible pour les formes de résistance (protozoaires et helminthes).

L'accumulation de l'azote organique dans les couches de boues déshydratées est le principal mécanisme impliqué dans la récupération de 55 à 60% de l'azote présent dans les matières entrantes constatée pour ce procédé. Les pertes en revanche se font à hauteur de 15 à 35% par volatilisation de NH₃, ainsi que par des processus de nitrification/dénitrification. La fraction restante d'azote est évacuée avec l'effluent sortant (Koottatep et al., 2005).

Produit sortant

Les biosolides sortants présentent une consistance solide, avec une siccité comprise entre 25 et 55%, selon les conditions de mise en œuvre du traitement et les caractéristiques des matières entrantes. La matière organique y est stabilisée. Les biosolides sont en revanche encore chargés en pathogènes. Ils pourront donc subir, si nécessaire selon leur destination finale (mise en dépôt ou valorisation) un traitement tertiaire supplémentaire, qui pourra être spécifiquement orienté sur l'élimination des pathogènes.

Sous-produit

Concernant l'effluent sortant, ou percolât, si l'élimination de la DBO₅/ DCO y est améliorée par rapport aux lits non-plantés, l'élimination des matières solides, de la DCO et de l'azote est en général insuffisante pour permettre un rejet dans l'environnement sans traitement.

Concernant l'abattement des pathogènes, un abattement significatif peut être constaté, notamment pour les helminthes et protozoaires retenus par filtration et absorption dans les boues. Cependant, le percolât est chargé en microorganisme et devra, selon sa destination finale (rejet au milieu ou réutilisation), subir un traitement adapté (retour en tête de station d'épuration si existante, ou mise en place d'un traitement spécifique adapté le cas échéant).

Références

Kengne et al., 2009 ; Monvois et al., 2010 ; Molle et al., 2013 ; Kouawa, 2016 ; Andrade et al., 2017.

4.2 Procédés de stabilisation des boues et MV

La deuxième étape du traitement centralisé des boues d'épuration et des matières de vidange consiste généralement en la mise en œuvre de procédés de stabilisation. Elle peut être réalisée directement si la siccité des matières à traiter est supérieure à 5%.

La stabilisation des boues et des MV, qui se fait principalement par voie biologique, permet de réduire fortement leur charge de matières organiques (MVS), et donc le volume de matières à gérer (15 à 70% en fonction des procédés). Elle limite ainsi fortement la fermentation postérieure des matières traitées et donc leur production d'odeurs néfastes. Enfin, elle favorise les capacités de déshydratation des matières. En contrepartie, les boues stabilisées sont nettement plus pauvres en matières organiques, ce qui limite leur intérêt agronomique.

La dégradation de la matière organique contenue dans les boues et MV peut être motivée spécifiquement par la production de biogaz et sa valorisation avec la mise en place d'un digesteur anaérobie adapté.

Le procédé de déshydratation par lits de séchage plantés inclut du fait de son fonctionnement une stabilisation de la matière organique et pourrait également être classé ici.

D'autres traitements de stabilisation des MVS, tels que les décanteurs digesteurs, Fosse Imhoff, ou encore UASB, présentés en traitement primaire des eaux usées (cf. partie 3) peuvent être employés pour les boues et matières de vidange fraîches liquides, mais leurs performances en matière d'abattement des pathogènes resteront similaires et donc limitées et ils ne seront pas davantage détaillés dans cette partie. Ces procédés ne sont pas spécifiquement conçus pour l'élimination des pathogènes mais peuvent avoir un impact significatif selon les procédés considérés. En fonction de la destination finale des biosolides déshydratés (mise en dépôt ou valorisation), un traitement tertiaire supplémentaire peut être nécessaire, spécifiquement destiné à l'élimination des microorganismes, qui sera détaillé dans la partie suivante.

4.2.1 Digesteur anaérobie

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Stabilisation par digestion anaérobie	Collectif	Boues d'épuration et/ou matières de vidange fraîches (non stabilisées, MVS élevé) avec siccité entre 4 et 10% Biologique : . biodégradation (digestion anaérobie) . compétition . prédation . antagonisme . parasitisme Chimique : . ammoniac Physique : . température	Biogaz Digestat stabilisé (boues digérées)	Tout ou Partiel

Description

Un procédé de digestion anaérobie consiste en un réacteur fermé dans lequel des boues d'épuration et/ou

matières de vidange fraîches, non stabilisées (taux de MVS élevé), sont déversées, en continu ou en séquentiel (batch), pour y subir une stabilisation de la matière organique par digestion anaérobie. Au cours de cette digestion, les micro-organismes anaérobie présents décomposent les matières organiques et les transforment en biogaz, principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone.

Au cours du traitement par digestion anaérobie la réduction des agents pathogènes peut être théoriquement envisagée par plusieurs mécanismes biologiques (cf partie 2), notamment la compétition, la prédation, l'antagonisme, mais aussi chimique (la concentration en ammoniac).

Les digesteurs anaérobies de grande taille, mécanisés, sont largement utilisés pour réduire et stabiliser les boues dans les stations d'épuration des pays industrialisés. Ils incluent un brassage mécanique et peuvent aussi prévoir un dispositif de chauffage permettant le maintien des conditions thermophiles sur des temps permettant d'envisager une élimination significative des pathogènes par augmentation de température. Mais en raison de leur complexité et de leur coût, les digesteurs thermophiles sont peu susceptibles d'être une solution viable pour le traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu (Tayler, 2018). A petite échelle, ces procédés sont aussi envisageables pour la production de biogaz (Tayler, 2018). Ces systèmes à petite échelle utilisent en général des processus mésophiles et n'impliquent ni mélange, ni chauffage externe.

Performances

Les performances de la digestion anaérobie sur les microorganismes dépendent du temps de séjour (TS) et des températures atteintes dans le réacteur : conditions mésophiles (25 à 38°C) ou thermophiles (40 à 55 °C).

Tableau 28 : Performances des digesteurs anaérobies sur les différents types de microorganismes

Conditions	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
Méso., 9 j	Coliformes	<2	Feachem et al. 1983
Méso., 38 j	Coliformes	3	Feachem et al. 1983
Méso., 50 j	Coliformes	4	Feachem et al. 1983
Méso., 20 j, alim. continue	Coliformes fécaux	2	Feachem et al. 1983
Méso., 11 j	E.Coli	1,93	Chen et al. 2012
Méso., 16 j	E.Coli	2,98	Chen et al. 2012
Méso., 25 j	E.Coli	3,01	Chen et al. 2012
Méso., 20 j	E.Coli	2,2	Li et al. 2021
Méso., 11 j	Salmonella	1,93	Chen et al. 2012
Méso., 16 j	Salmonella	2,76	Chen et al. 2012
Méso., 25 j	Salmonella	3,72	Chen et al. 2012
Méso., 11 j	Shigella	insignifiant	Chen et al. 2012
Méso., 16 j	Shigella	insignifiant	Chen et al. 2012
Méso., 25 j	Shigella	insignifiant	Chen et al. 2012
Méso., 20 j	Coliphages somatiques	1	Li et al. 2021
Méso., 20 j	Enterovirus	1,9	Feachem et al. 1983
Méso., 14 j	Enterovirus	1	Li et al. 2021
Mesophile	Enterovirus	2	Godfree et Farell 2005
Thermophile	Enterovirus	> 3	Pourcher et al., 2016
Mesophile	Giardia (kystes)	<1	Rose et al. 1996
Mesophile	Protozoaires	0	Godfree et Farell 2005
Mesophile	Protozoaires	<1	ANSES, 2016
0,5 à 1 mois	NS	0,5	OMS, 2006

En conditions mésophiles (c'est-à-dire proches de l'optimal pour les microorganismes entériques), l'élimination des germes pathogènes repose sur les mécanismes biologiques et chimiques. Les

performances d'abattement sont plus limitées dans ces procédés. Concernant les bactéries, les réductions en coliformes totaux et fécaux et sur *E. coli* sont de l'ordre de 2 log pour des temps de séjour compris entre 15 et 60 jours. Les réductions les plus élevées (5 log) ont été obtenues pour des temps de séjour longs (entre 30 et 60 jours) (Lorine, 2021).

Dans des conditions thermophiles, pour des temps de séjour relativement courts (entre 4 et 20 jours), l'abattement des coliformes fécaux est toujours supérieur à 3,5 log et peut dépasser 7 log (Pourcher et al., 2016).

L'abattement est également plus élevé en conditions thermophiles pour les entérovirus (>3 log) (Pourcher et al., 2016). En revanche, qu'elle soit mésophile ou thermophile, la digestion anaérobie n'affecte pas ou très peu la persistance des formes sporulées des bactéries (*Clostridium*) ou les kystes de protozoaires (Aitken et al., 2005 ; Lloret et al., 2013 ; ANSES, 2016 ; Pourcher et al., 2016).

Concernant la réduction des œufs d'helminthe, l'OMS (2012) retient une inactivation moyenne de 0,5 log. On peut aussi noter que ces abattements dépendent du type d'alimentation du procédé. Ainsi les procédés fonctionnant en continu présentent en moyenne des abattements moindres que ceux fonctionnant en séquentiel (batch), ce qui peut s'expliquer par l'absence d'apport continu de bactéries provenant des matières fraîches lorsque le système fonctionne en séquentiel (Lorine, 2021).

Produits sortants

Le biogaz produit est constitué majoritairement de méthane et de gaz carbonique inerte. Il est également saturé en eau et contient du sulfure d'hydrogène (H₂S). Il est donc corrosif et doit passer par une étape de condensation de l'eau généralement combinée à une étape de désulfuration. Le biogaz peut être utilisé directement pour le chauffage du digesteur et l'excédent est brûlé en torchère.

Le digestat est le nom donné aux boues sortantes de ces procédés. Ce digestat est biologiquement stabilisé par la digestion anaérobie. Sa déshydratation est facilitée par rapport aux boues fraîches. Il reste en revanche chargé en pathogènes, notamment en cas d'absence de traitement thermophile spécifique par chauffage. Selon sa destination finale, un traitement supplémentaire pourra être requis.

Durant la digestion anaérobie, l'azote minéralisé est en grande partie converti en ammonium (40 à 70%), qui est directement disponible pour les plantes. Si le digestat est utilisé sous forme liquide, l'ammonium étant encore présent, le digestat présente alors une valeur agronomique plus importante que des boues fraîches car l'azote est plus rapidement bio disponible pour les végétaux. En revanche, si le digestat est déshydraté en sortie de digestion anaérobie, alors une grande partie de l'azote sera éliminée avec le lixiviat et leur teneur en élément fertilisant sera diminuée (Gay, 2002). Il existe cependant un risque lié à une concentration des métaux lourds dans le digestat selon la nature des matières entrantes, qui peut dépasser le maximum autorisé et empêcher alors une valorisation agronomique (Falipou, 2019).

Dans le cas de la mise en œuvre d'un traitement par déshydratation du digestat, la fraction liquide du digestat récupérée (lixiviat ou centrât) est généralement très chargée en phosphore et en azote ammoniacal (parfois jusqu'à 20 fois plus élevée que dans les eaux usées brutes). Aussi son traitement devra prendre cette caractéristique en considération (Falipou, 2019).

4.2.2 Stabilisation à la chaux : Traitement alcalin

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Secondaire – stabilisation à la chaux	Collectif	Boues d'épuration et/ou matières de vidange brutes ou déshydratées	Boues alcalinisées	Partiel à Total

Description

Le procédé de traitement par stabilisation à la chaux consiste à stabiliser de manière chimique la matière organique présente dans les boues et MV. L'ajout de chaux va permettre d'élever le pH au-delà de 12. La réaction entre la chaux et l'eau est exothermique, l'élévation de température va permettre également d'inactiver les microorganismes.

Ce traitement par stabilisation à la chaux peut se faire sur les matières brutes (avant déshydratation), des teneurs relativement élevées en eau facilitent l'incorporation homogène de la chaux. Le chaulage peut aussi intervenir en fin de filière de traitement, le mélange est alors plus compliqué mais des équipements mécaniques spéciaux existent (broyeurs, malaxeurs, transporteurs à vis).

En plus de l'abattement des pathogènes, cette stabilisation permet une meilleure séparation solide/liquide, et la réduction des odeurs. Mais le chaulage augmente le volume de boues à traiter en aval (par incorporation de matières).

La chaux utilisée peut être de la chaux vive (CaO) ou de la chaux hydratée (Ca(OH)_2). Les deux types de chaux permettent l'augmentation du pH, en revanche la chaux vive, du fait de sa réaction violente avec l'eau, engendre aussi une augmentation de température, intéressante pour favoriser l'abattement des pathogènes, mais potentiellement dangereuse lors de son stockage et de sa manipulation.

Performances

L'inactivation des agents pathogènes par stabilisation à la chaux dépend de l'ajout d'une quantité suffisante de chaux avec un mélange suffisamment uniforme pour atteindre un pH et une certaine température dans toute la matière pendant un temps de contact minimum. Les mécanismes d'abattement des pathogènes mobilisés sont : l'alcalinisation (pH >9, jusqu'à 11 ou 12), l'élévation de température favorisant la dessiccation et le traitement des microorganismes, renforcé par l'ammoniac (le pH élevé favorise la présence de l'azote sous sa forme toxique NH_3).

Le traitement à la chaux permet l'élimination de la charge bactérienne du fait de l'augmentation de pH et de température en quelques heures (Tayler, 2018). Lorsque le pH reste inférieur à 11, une reviviscence bactérienne a été observée.

En revanche l'impact sur les protozoaires et les œufs d'helminthe est plus limité (Tayler, 2018). Afin d'assurer une hygiénisation de l'ensemble de la charge pathogène, le traitement alcalin peut être suivi d'un traitement visant plus spécifiquement les helminthes et protozoaires, par exemple le séchage pour des matières non déshydratées, et/ou le stockage prolongé en traitement tertiaire pour des matières déjà déshydratées.

Produits sortants

Après traitement alcalin, les boues obtenues auront un pH élevé (>8). Elles peuvent être incorporées au sol comme engrais, elles sont donc particulièrement bénéfiques pour les sols acides mais doivent être évitées sur les sols déjà alcalins. Les biosolides stabilisés à la chaux contiennent généralement moins d'azote que les boues produites par d'autres procédés, car l'azote est converti en ammoniac et évaporé pendant le traitement (Tayler, 2018).

Références

Berland, 2014 ; Srande et al., 2014 ; Tayler, 2018

4.3 Traitement additionnel d'hygiénisation

Cette dernière étape consiste à mettre en œuvre des procédés dont l'objectif est la réduction de la charge pathogène des boues après déshydratation et ou stabilisation, qui présentent encore de fortes charges pathogènes.

Certains procédés peuvent de s'assurer d'une hygiénisation totale.

4.3.1 Stockage prolongé

Type de traitement		Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire – Stockage prolongé	Collectif ou individuel	Siccité > 20% Matières de vidange Boues déshydratées	Physique : · Dessiccation · Température · Irradiation solaire Chimique : · Traitement à l'ammoniaque	Boues solides ou sèches (siccité entre 70 à 95%) Lixiviats (à retraiter)	Important

Description

Le traitement additionnel le plus simple, lorsque les conditions climatiques sont favorables, pour réduire les concentrations en pathogènes des boues et matières de vidanges « solides » (siccité >20-25%) consiste à les stocker durant une longue période. Cette solution implique lorsqu'elle est envisagée au niveau collectif, une disponibilité en termes d'espace de stockage couvert à l'abri de la pluie ou des inondations pour éviter la réhumidification des matières. Les mécanismes d'abattement mis en œuvre étant principalement la dessiccation ainsi que la température, ce traitement est particulièrement adapté et recommandé pour les zones au climat chaud voire aride et à faible exposition à la pluie. Afin d'assurer la performance du traitement le stockage doit se faire durant la durée recommandée sans apport de matières fraîches. Pour réduire le risque de pollution des eaux de surface, les boues doivent être stockées dans des zones non-inondables et sur un revêtement étanche de préférence. Un système de drainage doit être mis en place pour collecter les lixiviats.

Les mécanismes les plus importants mobilisés dans le traitement des pathogènes des matières stockées sont : la dessiccation, la température (le stockage s'apparente à un compostage mésophile), le pH, la concentration en ammoniac (si présence d'azote dans les matières stockées). Dans une moindre mesure s'ajoutent les mécanismes biologiques de compétition, prédation, antagonisme et le parasitisme.

Le temps de stockage et la dessiccation sont des conditions facilement contrôlables et mesurables et sont considérés comme les plus fiables. Cependant c'est bien l'association de ces différents mécanismes et les effets de leur interdépendance qui réaliseront le traitement.

Performances

L'estimation des performances de ces procédés, détaillée ci-après, est significative en conditions optimales de leur fonctionnement, c'est-à-dire lorsque sont assurés : le respect des matières entrantes recommandées (boues et/ou matières de vidanges « solides » après au minimum un traitement secondaire de déshydratation, aucun ajout de matière fécale fraîche durant toute la période de stockage ainsi qu'aucune intrusion d'eau extérieure qui ne vienne perturber le mécanisme de dessiccation).

Dans ces conditions, et selon le contexte climatique et notamment les températures moyennes ambiantes qui exercent une influence capitale sur les durées de dessiccation, il est possible selon l'OMS d'estimer qu'un abattement de 6 Log des pathogènes est possible :

- Pour une durée de stockage de 1,5 à 2 ans à des températures ambiantes comprises entre 2 et 20°C. Ces conditions permettent d'éliminer les bactéries pathogènes ; une recroissance éventuelle d'*E.coli* et *Salmonella* en cas d'apport d'humidité est possible. Les virus et protozoaires parasites sont réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent résister en petits nombres (OMS, 2006).
- Pour une durée de stockage supérieure à 1 an à des températures ambiantes comprises entre 20 et 35°C. Une inactivation substantielle à totale des virus, bactéries et protozoaires est constatée, ainsi qu'une inactivation des œufs de schistosomes (<1 mois), inactivation des œufs de nématodes (vers ronds), ankylostomes par ex. (*Ancylostoma/Necator*), et de trichocéphales (*Trichuris*), survie d'un certain pourcentage (10-30%) d'œufs d'*Ascaris* (≥ 4 mois) ; une inactivation plus ou moins complète des œufs d'*Ascaris* est obtenue en 1 an (OMS, 2006).

En cas de traitement alcalin des boues et/ou matières de vidanges sèches stockées (pH >9), le temps de stockage peut être réduit à 6 mois pour une inactivation de 6 log de la charge bactérienne, des virus et des protozoaires. Les helminthes étant moins sensibles au mécanisme d'alcalinisation, leur inactivation peut être théoriquement envisagée dans cette période de 6 mois en cas de température supérieure à 35°C et/ou d'une siccité inférieure à 25% ; la présence d'azote sous forme ammoniacale NH₃ favorisée par l'élévation de pH jouera aussi son rôle dans l'inactivation des œufs d'helminthes dans ces conditions spécifiques.

Étant donné la difficulté de gérer les conditions dans lesquelles les boues sont stockées, il y a lieu d'accorder une grande marge de sécurité lors de l'évaluation des besoins de stockage. Si les boues sont couvertes afin qu'elles restent sèches, les périodes de stockages recommandées ci-dessus sont applicables. En revanche si les boues sont exposées à des épisodes pluvieux entraînant l'augmentation de leur teneur en eau, la période de stockage doit être d'au moins 3 ans. En effet une réhumidification durant le stockage pourrait avoir l'effet inverse de regain du nombre d'agents pathogènes pendant le stockage (reviviscence des bactéries par exemple et/ou croissance).

Ces chiffres sont indicatifs et révisables si les analyses indiquent une bonne réduction des agents pathogènes sur une période plus courte. Compte tenu des incertitudes inhérentes au stockage prolongé, il est davantage pertinent de viser une qualité de biosolides de classe B et de les appliquer en conséquence (Tayler, 2018a, p. 343).

Si le nombre d'œufs d'helminthes est ≤ 1 par gramme de solides totaux, il n'est pas nécessaire d'appliquer des mesures sanitaires supplémentaires en ce qui concerne ce groupe d'organismes, car la valeur cible est automatiquement atteinte (c'est généralement le cas dans la plupart des pays industrialisés) (OMS page 74).

Tableau 29 : Performances du stockage prolongé sur les différents types de microorganismes

Conditions	Temps de stockage	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
- T° ambiante	> 2 à 3 ans	bactéries	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T° ambiante	> 2 à 3 ans	virus	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T° ambiante	> 2 à 3 ans	protozoaires	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T° ambiante	> 2 à 3 ans	helminthes	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre 2 et 20°C	1,5-2 ans	bactéries	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre 2 et 20°C	1,5-2 ans	virus	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre 2 et 20°C	1,5-2 ans	protozoaires	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre 2 et 20°C	1,5-2 ans	helminthes	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre >20 et 35°C	> 1an	bactéries	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre >20 et 35°C	> 1an	virus	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre >20 et 35°C	> 1an	protozoaires	jusqu'à 6	OMS, 2006
- T°C entre >20 et 35°C	> 1an	helminthes	jusqu'à 6	OMS, 2006
pH > 9 T° >35 °C	>6mois	bactéries	jusqu'à 6	OMS, 2006
pH > 9 T° >35 °C	>6mois	virus	jusqu'à 6	OMS, 2006
pH > 9 T° >35 °C	>6mois	protozoaires	jusqu'à 6	OMS, 2006
pH > 9 T° >35 °C	>6mois	helminthes	jusqu'à 6	OMS, 2006

Produit

Les biosolides produits sont compacts, solides voire secs (siccité jusqu'à 85%) tout ou partiellement hygiénisés, stabilisés biologiquement par dégradation de la matière organique (compostage mésophile).

Sous-produit

Le lixiviat collecté par le système de drainage, chargé en pathogènes, pourra, pour répondre aux exigences de qualité en fonction de sa destination (rejet ou réutilisation), subir un traitement adapté (retour en tête

de station d'épuration si existante, ou mise en place d'un traitement spécifique dans le cas de traitement des matières de vidange).

4.3.2 Compostage et co-compostage

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire biologique – compostage et co-compostage	Collectif, semi-collectif	Boues d'épuration et/ou matières de vidange épaissies ou déshydratées	Compost, Lixiviat	Partiel à Total

Description

Le compostage est le résultat de l'activité biologique qui consiste à dégrader, minéraliser, la fraction organique de la matière à traiter. Le compostage mobilise une série de mécanismes biologiques aérobies (mettant en jeu des bactéries thermophiles, des champignons et parfois des vers - vermicompostage), mais aussi physiques, induits par l'élévation des températures provoquées par l'activité exothermique de ces bactéries et champignons. La matière traitée compostée (compost) est alors stabilisée, les odeurs sont inhibées et les volumes réduits jusqu'à 90%. Et selon les conditions de températures atteintes, le compost produit peut être hygiénisé (Peasey, 2000).

On parle de co-compostage lorsque les matières à traiter telles que les matières de vidanges issues de procédés « secs » ou les boues d'épurations préalablement déshydratées sont mélangées à d'autres déchets organiques (par exemple déchets organiques ménagers ou municipaux selon l'échelle d'application du procédé de compostage). Le mécanisme mis en œuvre est le même.

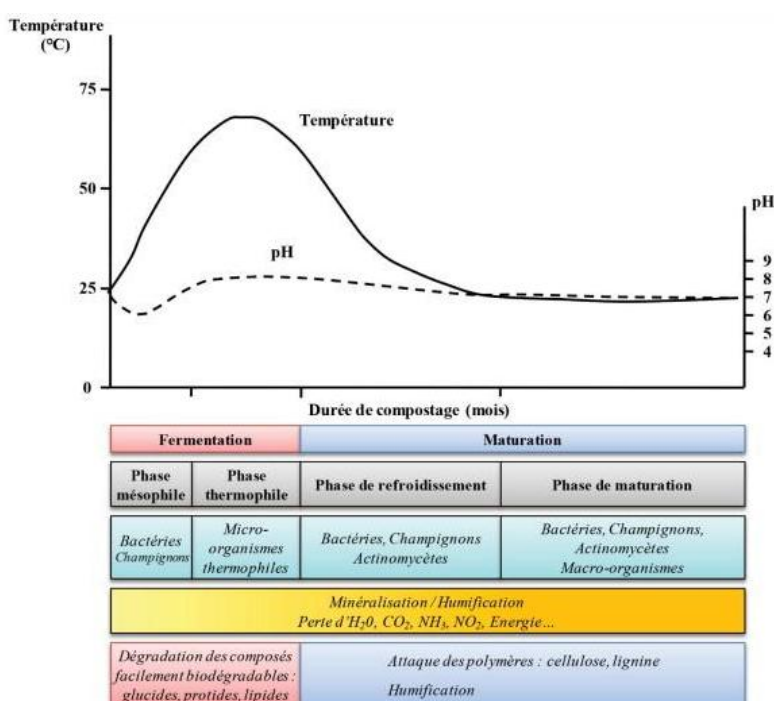


Figure 11 : Déroulement du processus de compostage (Baudart & Paniel, 2014).

Le mécanisme de compostage se divise en deux phases. La première, la fermentation (environ 1 mois), consiste en la dégradation et minéralisation de la matière organique biodégradable. Elle-même se subdivise en deux phases, l'une mésophile qui se déroule à température ambiante, et l'autre dite thermophile qui permet par l'activité de certaines bactéries et champignons thermophiles de faire monter

la température de la matière à traiter au-delà de 50°C (idéalement entre 55 et 65°C). Au cours de cette phase, une réduction considérable à totale des pathogènes ainsi que de volume et de masse peut être atteinte (jusqu'à 90%).

La deuxième phase dite de maturation, plus longue (1 à 3 mois), consiste en une première étape de refroidissement puis une seconde de maturation, durant laquelle on observe la dégradation des polymères (cellulose, lignine) et leur humification.

La mise en place du mécanisme de compostage nécessite des conditions favorables spécifiques et sensibles en termes de rapport C/N (entre 25 et 30), de teneur en eau (50 à 60%) et en O₂ (>>5%), et de pH (6,5-8). Ce n'est que lorsque ces paramètres seront soigneusement optimisés de manière homogène dans l'ensemble des matières que les mécanismes et notamment ceux thermophiles impliqués principalement dans la dégradation des pathogènes, pourront se mettre en œuvre de manière fiable et performante.

Lorsque les conditions optimales au compostage thermophile ne sont pas réunies, une biodégradation des matières organiques aura lieu en conditions mésophiles aérobies.

Il existe plusieurs procédés de traitement par compostage ou co-compostage, différenciés par les systèmes de stockage de la matière à traiter, à savoir un stockage à l'air libre : sous forme de tas (en andains, ou en tas statique aéré notamment) ou un stockage en bacs clos. Ces procédés sont conçus pour permettre via une gestion adaptée, parfois mécanisée, le maintien des conditions optimales pour la mise en œuvre du mécanisme de compostage thermophile dans l'ensemble des matières. Ils incluent aussi un système de drainage permettant la collecte du lixiviat.

Le compostage ou co-compostage des boues d'épuration liquides nécessite une étape de prétraitement préalable.

Au cours du compostage, la réduction des agents pathogènes s'effectue selon différents mécanismes :

- biologiques, notamment la compétition, la prédation, l'antagonisme via notamment l'action des antibiotiques produits par certains champignons et actinomycètes,
- chimiques par la présence d'ammoniac,
- physiques avec l'augmentation de température.

L'augmentation des températures est le paramètre le plus facilement contrôlable pour assainir le compost (Vinnerås et al., 2003). L'atteinte de températures thermophiles sur des temps d'exposition suffisants sera donc la condition garante de l'abattement significatif des pathogènes.

Performances

Lorsque les conditions favorables sont réunies (rapport C/N entre 25 et 30, de teneur en eau > 50%, en O₂ >5%, et pH entre 6,5 et 8) de manière homogène dans l'ensemble des matières, il est possible de réaliser un compostage thermophile fiable et performant. Ainsi, couplé à un temps d'exposition adapté, il est possible d'atteindre des abattements rapides et substantiels jusqu'à 7 log pour les 4 types d'agents pathogènes. L'OMS recommande d'atteindre des températures de 55°-60°C de manière homogène dans la matière durant 1 mois, suivi d'une période de maturation de 2 à 4 mois, qui permettent un abattement de 7 log pour les 4 types de pathogènes.

En dehors de ces conditions, il n'est pas possible de garantir la qualité du compost obtenu. Mansoor (2004) souligne qu'en pays en développement, le compostage à trop grande échelle n'est en revanche pas toujours efficace du fait de la complexité de gestion du procédé et de la sensibilité du mécanisme. De la même façon que pour les procédés de compostage à la parcelle, il arrive que le mécanisme de compostage thermophile n'ait pas lieu ou que partiellement, et n'assure ainsi pas l'abattement théorique estimé des pathogènes. L'échelle de mise en œuvre la plus efficiente serait une version décentralisée petite échelle.

Produit sortant

Le compost

Dans le cas d'un procédé de compostage parfaitement maîtrisé, le produit sortant est un compost hygiénisé et stabilisé, qui peut être utilisé comme amendement du sol.

En raison de la réduction de volume et de masse durant le processus de compostage, la teneur relative en sels et autres nutriments (et aussi des métaux lourds) augmente dans le compost. Tous les éléments nutritifs du compost ne sont pas disponibles pour la plante la première année d'application (Berger, 2011). Le compost ne doit pas être considéré comme un engrais, mais comme un conditionneur de sol très important notamment en apport de matière organique, avec des attributs fertilisants. Un autre avantage

est qu'il améliore la capacité de rétention d'eau des sols, qui est une qualité importante pour des zones sujettes à la sécheresse.

Sous-produit

Le lixiviat produit est hautement concentré en azote (concentrations proches de l'urine) mais aussi en agents pathogènes. Ce lixiviat peut donc être utilisé comme engrais liquide, sans dilution en application directe sur le sol, dilué en cas d'application sur les plantes sensibles (Berger, 2011). Il doit être manipulé avec précaution du fait de la présence d'agents pathogènes. Un traitement spécifique pour les agents pathogènes peut être requis selon le mode d'application choisi et le type de plantes amendées.

Tableau 30 : Performances du compostage sur les différents types de microorganismes

Conditions	Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
> 7 j > 50°C + stockage	Bactéries	7	G OMS, 2012
1 h > 60°C ; 1 j à 50°C ; 7 j à 45°C	Bactéries non sporulées	total	Feachem et al., 1983
NS	Bactéries coliformes	>4	Godfree et Farell 2005
5 j à 40°C, 4h à 55°C	C. jejuni	total	Godfree et Farell 2005
Co-compostage, NS	Bactéries	<6	Stenström et al., 2011
1 h > 60°C ; 1 j à 50°C ; 7 j à 45°C	Salmonella	total	Feachem et al., 1983
> 7 j > 50°C + stockage	Virus	7	G OMS, 2012
Co-compostage, NS	Virus	<6	Stenström et al., 2011
1 h > 60°C ; 1 j à 50°C ; 7 j à 45°C	Enterovirus	total	Feachem et al., 1983
NS	Enterovirus	>4	Godfree et Farell 2005
5 j à 40°C, 4h à 55°C	Poliovirus	9,55 (total)	Godfree et Farell 2005
> 7 j > 50°C + stockage	Protozoaires	7	G OMS, 2012
NS	Protozoaires	>4	Godfree et Farell 2005
Co-compostage, NS	Protozoaires	2,5	Stenström et al., 2011
1 h > 60°C ; 1 j à 50°C ; 7 j à 45°C	Giardia (kystes)	total	Feachem et al., 1983
> 7 j > 50°C + stockage	Helminthes	7	G OMS, 2012
Andains, 3 mois	Helminthes	2	G OMS, 2012
Co-compostage, NS	Helminthes	2	Stenström et al., 2011
1 h > 60°C ; 1 j à 50°C ; 7 j à 45°C	Helminthes	total	Feachem et al., 1983

Références

Mansoor et al., 2004 ; Berger, 2011 ; Wichuk & Mccartney, 2007

4.3.3 Vermi-compostage

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes	
Tertiaire biologique – Vermi-compostage	Collectif, semi-collectif, individuel	Boues d'épuration et/ou matières de vidange épaissies ou déshydratées	Physique : <ul style="list-style-type: none"> . Température Biologique : <ul style="list-style-type: none"> . Prédation . Compétition . Antagonisme 	Compost, Vers, Lixiviat	Partiel

Le vermi-compostage ou lombricompostage est un procédé qui implique la décomposition des déchets

organiques par des vers/lombrics ajoutés aux matières à traiter et d'autres micro-organismes mésophiles présents, et leur conversion en un produit appelé lombricompost (Singh et al., 2020). Le compostage est réalisé en conditions mésophile (20 à 35°C). Les conditions thermophiles ne sont pas recherchées ici car elles seraient mortelles pour les vers. Tout comme le compostage thermophile, des conditions optimales de rapport C/N, température, et humidité doivent être contrôlées pour permettre l'optimisation de traitement et du produit sortant. Le volume total des boues fécales peut être réduit de 60 à 90 % (Eastman et al., 2001).

Au cours du compostage, la réduction des agents pathogènes s'effectue dans une certaine mesure par plusieurs mécanismes biologiques, notamment la compétition, la prédation, l'antagonisme via notamment l'action des antibiotiques produits par certains champignons et actinomycètes, mais aussi chimique (la concentration en ammoniac). A ceux-ci s'ajoute celui de la digestion par les vers de terre qui contribuerait à l'abattement de certains pathogènes (Buzie-Fru et al., 2010).

Performances

L'activité des vers permet une décomposition 2 à 5 fois plus rapide de la matière organique, avec des temps de maturation plus ou moins longs selon les conditions mises en œuvre.

Concernant l'abattement des pathogènes, celui-ci reste mitigé, notamment par l'absence de phase thermophile du traitement. Un effet existant notamment sur l'abattement significatif de *Salmonella spp.*, coliformes fécaux et *E.coli* a été mis en évidence, mais l'attribution de cet abattement à la présence des vers n'est pas encore démontrée, et (Schaik et al., 2016) suggèrent que ce sont davantage les mécanismes biologiques de compostage mésophiles de compétition notamment ainsi que les températures qui sont responsable de celui-ci.

Les œufs d'helminthes ne seraient pas affectés par la digestion des vers. Leur abattement éventuel serait dû aux conditions de compostage mésophile, et est ainsi limité.

Selon Schaik et al., (2016) et Buzie-Fru et al., (2010) il n'est pas encore aujourd'hui prouvé que le vermicompostage puisse assurer la désinfection complète des matières fécales, par manque de connaissance des mécanismes mobilisés notamment et de données fiables sur les différents abattements envisageables.

Produit sortant

Le lombricompost obtenu ne peut donc pas être considéré comme hygiénisé. Il est cependant riche en nutriments (azote, phosphore, potassium). Il possède des propriétés de tampon, une forte activité microbienne aérobie ainsi qu'anaérobie. Selon sa destination finale (mise en dépôt ou valorisation) il peut nécessiter un traitement complémentaire spécifique pour l'abattement des pathogènes. Il peut être employé dans le domaine agricole notamment pour ses capacités fertilisantes, pour améliorer la structure du sol notamment la porosité et ainsi la rétention d'eau. Les vers peuvent également être valorisés en alimentation animale.

Sous-produit

Dans le cas de production de lixiviat, celui-ci est encore chargé en agents pathogènes et pourra, selon sa destination finale (rejet ou réutilisation), nécessiter un traitement complémentaire.

Références

Buzie-Fru et al., 2010 ; Furlong et al., 2014 ; Schaik et al., 2016 ; Singh et al., 2020

Variante : l'entomoconversion ou traitement par Mouche du soldat noir

Description

Sur le principe du vermi-compostage, les larves de la mouche soldat noir, *Hermetia illucens* peuvent être utilisées à la place des vers. Ce procédé spécifique avec des larves de mouches du soldat noir a fait l'objet d'une étude spécifique détaillée (Dortmans et al., 2017).

Abattement des pathogènes

Les performances en abattements des germes pathogènes sont similaires à celles constatées pour le vermicompostage.

Produit sortant

Les larves peuvent être valorisées dans l'alimentation animale. Elles contiennent 40% de protéines/enzymes et 35% de lipides qui sont extractibles et valorisables. Le résidu (similaire au lombricompost) peut être employé comme fertilisant après un compostage ou une digestion anaérobie.

4.3.4 Traitement à l'ammoniac (technologie émergente)

Type de traitement	Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire chimique – traitement à l'ammoniac	Collectif	Boues d'épuration, matières de vidange	Chimique : . Alcalinisation	Biosolides Partiel à Total

Description

L'ammoniac NH_3 est un gaz toxique, qui peut être dissout dans une solution pour former de l'ammoniac NH_4OH liquide. L'ammonium NH_4 (largement présent dans les eaux usées) et l'ammoniac NH_3 forment un couple acido-basique, ce qui signifie que lorsque le pH est supérieur à la constante du couple (9,2) le NH_3 devient la forme dominante.

Les mécanismes et l'action de l'ammoniac en tant que désinfectant ne sont pas totalement clairs. La petite taille de la molécule et sa solubilité élevée dans l'eau mais aussi dans les lipides lui permettent de traverser les membranes cellulaires par simple diffusion. Son contact peut induire une destruction des membranes et des protéines cellulaires. L'intrusion de l'ammoniac dans le cytoplasme conduit à une augmentation de son pH, que la cellule va chercher à compenser, jusqu'à conduire à sa mort. Pour certains virus, notamment le poliovirus et le bactériophage F2, l'inactivation par l'ammoniac se fera non pas par destruction structurelle mais par clivage de l'ARN (Nordin, 2010).

L'ammoniac peut donc agir comme un agent inactivant pour les bactéries (Vinnerås et al., 2008), les virus (Pesaro et al., 1995), et il a également été démontré qu'il affecte les oocystes de *Cryptosporidium* (Jenkins et al., 1998) et les œufs d'*Ascaris* (Nordin, 2010).

L'effet inactivant de l'ammoniac dépend du pH bien évidemment, de la dose, et de la température (des fortes températures favorisent son action, qui devient nulle en dessous de 14°C) et du temps de contact. Une autre condition à la mise en œuvre du mécanisme d'inactivation est la nécessité de maintenir les matières en cours de traitement dans des contenants fermés. En effet, la forme NH_3 (ammoniac) étant un gaz, cela permet d'éviter sa fuite et perte par évaporation. Le maintien de NH_3 participe non seulement à l'inactivation des pathogènes mais limite aussi le risque de recroissance bactérienne. Sa présence constitue un nutriment intéressant pour la valorisation en agriculture du sous-produit traité.

Le traitement à l'ammoniac peut se faire avec la quantité d'ammoniac contenue intrinsèquement dans les matières fécales, à la suite de la dégradation de l'urée par l'uréase (cf. partie 6 sur la valorisation de l'urine), lorsque les conditions y sont favorables (pH, température, contenant fermé). Cependant la concentration reste souvent assez faible.

Le traitement peut être optimisé par l'ajout de solutions concentrées contenant de l'ammoniac directement disponible (couplé à un traitement alcalin pour garantir un pH >9 et ainsi la présence de NH_3). Le procédé de traitement consiste alors à ajouter la solution contenant l'ammoniac (urée ou autre solution), généralement concentrée à 1 ou 2% du poids humide total des boues, dans un contenant/réservoir de stockage avant d'y déverser les boues ou matières à traiter. La taille du réservoir dépend de la quantité et de la fréquence d'apport des boues à traiter. Le réservoir devra être fermé, afin de garantir le maintien du NH_3 gazeux dans les matières. Les matières à traiter doivent être homogénéisées afin d'assurer le contact de l'ammoniac avec l'ensemble des matières (Eawag, 2022). En cas d'utilisation d'urée, un temps de latence correspondant au temps de dégradation de l'urée par l'uréase est à prendre

en compte avant le démarrage du traitement par l'ammoniac.

Le traitement à l'urée peut être utilisé sur les boues d'épuration et matières de vidange brutes ou épaissies (à noter que plus la siccité est importante, plus l'homogénéisation est difficile) les eaux noires ou les urines et les fèces séparés à la source. Ce traitement a plutôt été, jusqu'à présent, mis en œuvre et testé à petite échelle.

Performances

Les performances dépendent de la concentration en ammoniac, de la qualité des matières à traiter, des conditions de pH et de température et du temps de stockage.

Dans son étude, (Pérez, 2014) montre que pour des quantités d'ammoniac entre 1 et 3%, et des températures comprises entre 20 et 30°C, une réduction de 5 log est atteinte en moins de 8 jours pour *E. coli*, Salmonelle, et les coliformes totaux.

Pour les virus (adénovirus, et bactériophages), 3 log de réduction sont obtenus après 35j à 23°C ou 21j à 28°C pour un pH de 9 (Albinh et al., 2015).

Tableau 31 : Performances du traitement à l'ammoniac sur les différents types de microorganismes

Microorganisme	Abattement (Log)	Référence
E.Coli	5	Pérez 2012
salmonelle	5	Pérez 2012
coliformes totaux	5	Pérez 2012
Adénovirus	3	Albinh et al., 2015
Bactériophages	3	Albinh et al., 2015
Œufs d'Ascaris	2	Fidjeland et al. 2015

En ce qui concerne l'abattement des oeufs d'Helminthes, un modèle a été développé par Fidjeland et al. (2015) à partir de données de la littérature. Il propose un temps de stockage théorique nécessaire pour atteindre une réduction log des œufs d'Ascaris souhaitée en fonction des matières considérées, de la température, de la concentration en ammoniac et du pH. Entre 15 et 60 j de stockage sont nécessaires pour réduire de 2 log les concentrations en œufs d'Ascaris en fonction des conditions (4 et 2% d'ammoniaque respectivement).

Produit sortant

En cas de traitement dans des contenants fermés, qui permettent la rétention de l'ammoniac, la valeur fertilisante des boues sera améliorée par la présence de l'azote. Lorsque le matériel traité à l'ammoniac est utilisé en tant qu'engrais, son incorporation au sol doit se faire de manière précautionneuse pour garantir son enfouissement rapide et éviter au maximum l'évaporation de l'ammoniac qui poursuit son traitement. Toutes ces précautions et pratiques destinées à prévenir les émissions d'ammoniac et à le maintenir dans les matières pour assurer le traitement (stockage et contenant fermé pendant la manutention, précautions d'enfouissement) impliquent un minimum de manipulation et de contact des matières brutes et serviront également à diminuer le risque d'exposition humaine, animale ou environnementale aux pathogènes (Nordin, 2010).

Références

Pecson et al., 2007 ; Nordin, 2010 ; Pérez, 2014 ; Fidjeland, 2015

4.3.5 Séchage thermique

Type de traitement		Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire thermique – séchage thermique		Collectif Siccité 30 à 40 % : . Matières de vidanges « sèches » . Boues déshydratés	Physique : . Dessiccation . Température	Boues séchées (siccité > 90 %)	Total

Description

Le séchage thermique est un procédé qui consiste à chauffer à des températures supérieures à 50°C les boues préalablement déshydratées pour provoquer une évaporation et réduire ainsi la teneur en eau. Ce procédé permet à la fois d'assurer une hygiénisation avec une élimination totale des pathogènes si les températures sont maintenues suffisamment longtemps de manière homogène dans les matières, de réduire le volume des boues, et ainsi les coûts de transport des matières traitées, et d'augmenter le pouvoir calorifique spécifique (par unité de volume) des biosolides, un aspect important dans le cas de la valorisation des matières sèches comme combustible.

Les teneurs en matières sèches des matières entrantes dans les séchoirs doivent être idéalement, notamment pour permettre la mise en place d'un système de séchage autoalimenté énergétiquement, entre 35 et 40% (Tayler, 2018a). Afin d'atteindre ces taux de siccité, un séchage solaire préalable peut être réalisé, ou une rétention prolongée sur lit de séchage (planté ou non-planté).

Performances

L'élimination des pathogènes est totale lorsque les hautes températures (> 50°C) sont maintenues suffisamment longtemps et les biosolides considérés hygiénisés.

La teneur en matières sèches des biosolides séchés sortants se situe généralement entre 90 et 95 %.

Produit sortant

Les biosolides séchés ainsi obtenus sont hygiénisés. Ils sont stabilisés physiquement et ont un pouvoir calorifique permettant leur usage en tant que combustible solide.

4.3.6 Pyrolyse lente

Type de traitement		Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire thermique – pyrolyse		Collectif Boues « sèches », siccité > 60 %	Physique : . Dessiccation . Température	Biochar, gaz, huile	Total

La pyrolyse est un procédé qui consiste en la décomposition thermique d'un matériau à haute température en l'absence d'oxygène. Elle se classe en trois catégories : rapide, intermédiaire ou lente. Les pyrolyses rapide et intermédiaire exigent que le matériau en décomposition reste dans le réacteur pendant quelques secondes ou quelques minutes. La pyrolyse lente, dont il est question ici, nécessite un temps de rétention

mesuré en heures ainsi qu'une température d'au moins 200 °C et généralement plus, jusqu'à 700 °C environ, en fonction de la siccité des matières entrantes. En fonction du couple siccité/température le système pourra être autosuffisant en énergie. La pyrolyse diffère de la combustion en ce sens qu'elle libère peu ou pas de dioxyde de carbone pendant le processus. La matière organique subit plutôt une carbonisation ou une conversion en carbone sous forme de charbon dur et poreux. Ce matériau, appelé « biochar », peut être utilisé comme amendement de sol ou comme source de combustible.

Les boues doivent présenter une siccité minimale de 60% à 70% selon le procédé spécifique utilisé. Afin d'atteindre ces siccités, un séchage solaire préalable peut être réalisé, ou une rétention prolongée sur lit de séchage (planté ou non-planté).

Performances

Les températures élevées atteintes lors de la pyrolyse permettent une élimination totale des agents pathogènes.

Produit sortant

Le biochar produit est un matériau hygiénisé, hautement poreux, qui peut être valorisé comme amendement du sol (le biochar améliorerait le rendement agricole par 25% par application de 15 tonnes/ha (Tayler, 2018b)) ou comme combustible sous forme de briquettes.

La pyrolyse produit aussi un liquide huileux constitué d'un mélange d'hydrocarbures complexes et d'eau, ainsi qu'un mélange de biogaz pouvant être réutilisé pour alimenter le procédé.

4.3.7 Incinération

Type de traitement		Type d'intrant	Mécanismes	Produit sortant	Abattement des pathogènes
Tertiaire thermique – Incinération	Collectif	Boues d'épuration, matières de vidange « sèches », (siccité 60 à 80% ou 21% si co-incinérées)	Dessiccation, Augmentation de température, Destruction de la MO par combustion	Cendres, vapeur d'eau, chaleur	Total

Description

L'incinération est un procédé qui consiste à brûler les boues et obtenir ainsi l'élimination totale de l'eau interstitielle et la destruction des matières organiques par combustion en présence d'O₂. Le procédé engendre la production de CO₂.

Les boues doivent présenter une siccité minimale de 60% à 80% selon le procédé spécifique utilisé. Afin d'atteindre ces siccités, un séchage solaire préalable peut être réalisé, ou une rétention prolongée sur lit de séchage (planté ou non-planté). Des siccités plus faibles (à partir de 20% peuvent être envisagées en cas de co-incinération avec d'autres déchets organiques).

Performances

L'incinération permet une élimination totale des pathogènes et une destruction totale de la matière organique.

Produits sortants

Le résidu final est constitué de cendres, exemptes d'agents pathogènes, où peuvent se trouver concentrés certains produits toxiques tels que les métaux lourds ou des oxydes. Ces cendres peuvent présenter des taux intéressants de potassium et de phosphore. Elles peuvent être valorisées notamment dans la production de ciment pour le BTP.

Par ailleurs, les fumées produites doivent être traitées pour réduire les rejets dans l'environnement. Enfin, la production de vapeur d'eau et d'énergie thermique sous forme de chaleur peut être valorisée.

4.4 Conclusion sur les procédés de traitement des boues et matières de vidange

Comme les boues d'entrée et les matières de vidange elles-mêmes, les boues ou biosolides produits par les différents procédés de traitement sont de qualité variable. Si certains procédés permettent un traitement poussé des microorganismes, les conditions pour atteindre ces niveaux de performances sont généralement délicates à maintenir. La valorisation des produits des files boues doit être réalisée avec précaution.

5. Procédé de collecte et traitement des excréments à la parcelle (individuel)

Le suivi de l'assainissement réalisé par les Nations Unies dans le cadre des objectifs de développement durable montre qu'à l'heure actuelle, 46% de la population mondiale a un accès à l'assainissement à la parcelle, c'est-à-dire passer par le réseau de tout-à-l'égout (UNWater, 2025). Majoritaire (64 %) en zone rurale il concerne également 33% des urbains. Les matières sont stockées sur place dans un dispositif qui peut permettre de réaliser une partie du traitement, avant d'être éventuellement collectées (elles deviennent alors des matières de vidange). Ces dispositifs peuvent être divisés en deux catégories :

La première regroupe les procédés conçus uniquement pour la collecte et le stockage en vue d'un traitement ultérieur. On y retrouve les ouvrages à simple fosse (fosse septique, latrines à fosse simple, à séparation d'urine ou non, sèches ou à chasse manuelle, ventilées (VIP) ou non ventilées) qui réalisent une fonction de stockage sur site mais avec un apport permanent de matière fécale fraîche et de ce fait un traitement très limité voire inexistant des pathogènes. Les matières de vidange ainsi que les effluents produits nécessitent un traitement complémentaire avant leur valorisation. Ces procédés ne présentent pas de performances notables sur les microorganismes et ne sont pas détaillés ici. Pour en savoir plus il est conseillé de se référer aux nombreux guides existants sur les technologies d'assainissement dont (Tilley et al., 2014).

La seconde catégorie concerne les ouvrages à double fosse spécialement conçus pour le traitement des microorganismes par stockage long et dessiccation, ou par des procédés biologiques liés au compostage des matières de vidange. Ils vont être détaillés dans cette partie, en mettant l'accent sur les mécanismes d'abattement possiblement mobilisables et une esquisse des performances théoriquement atteignables en conditions optimales. L'importante variabilité des matières et la difficulté de maintenir, à l'échelle individuelle, ces conditions optimales de traitement, conduisent à conseiller la plus grande prudence pour la valorisation des matières obtenues.

5.1 Traitements par stockage long

6.4.2 Latrine à double fosse

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stockage long et dessiccation à la parcelle	individuel	Excréments (fèces + urines), fèces seules, (tolère eau de nettoyage anal mais pas de chasse d'eau)	<p>Physique : temps, température, dessiccation</p> <p>Chimique : alcalinisation, concentration en ammoniacque</p> <p>Biologique : compétition, prédation, antagonisme, parasitisme, biodégradation</p>	Matières de vidanges sèches et stabilisées (humus)

Description

La conception de la latrine double fosse VIP est similaire à celle de la fosse unique améliorée et ventilée (Monvois et al., 2010 ; Tilley et al., 2014). La présence de deux fosses permet de les utiliser en alternance. Lorsque l'une est en cours d'utilisation, l'autre est scellée, mise au repos pendant plusieurs mois/années, pour un traitement des matières par stockage prolongé (cf. 4.3.1). Ce temps long permet à son contenu de s'assécher, diminuer de volume et se dégrader. Lorsque la fosse en cours de remplissage est presque

pleine, il convient alors d'invertir le rôle des fosses. La fosse de stockage pouvant alors être vidangée de ses matières traitées, qui subiront selon la nécessité un traitement supplémentaire.

C'est un procédé dit « sec », car il n'utilise pas d'eau de chasse. Les matières entrantes collectées sont les excréments et les urines, éventuellement l'eau de nettoyage anal si utilisée.

Performances sans autre traitement

L'estimation des performances de ces procédés, détaillée ci-après, est significative en conditions optimales de fonctionnement de ceux-ci, c'est-à-dire lorsque sont assurés : le respect des matières entrantes recommandées (excrétas, urine et éventuellement eau de lavage anal), aucun ajout de matière fécale fraîche durant toute la période de stockage ainsi qu'aucune intrusion d'eau extérieure qui ne vienne perturber le mécanisme de dessiccation.

Dans ces conditions, et selon le contexte climatique et notamment les températures moyennes ambiantes, qui exercent une influence capitale sur les durées de dessiccation, il est possible d'estimer qu'un abattement de 6 Log des pathogènes est possible :

- Pour une durée de stockage de 1,5 à 2 ans à des températures ambiantes comprises entre 2 et 20°C. Ces conditions permettent d'éliminer les bactéries pathogènes ; une recroissance éventuelle d'*E.coli* et *Salmonella* en cas d'apport d'humidité est possible. Les virus et protozoaires parasites sont réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent résister en petits nombres (OMS, 2012).
- Pour une durée de stockage supérieure à 1 an à des températures ambiantes comprises entre 20 et 35°C. Une inactivation substantielle à totale des virus, bactéries et protozoaires est constatée, ainsi une inactivation plus ou moins complète des œufs d'*Ascaris* (OMS, 2012).

Traitements in-situ complémentaires

Il est aussi possible de faire varier/renforcer certains de ces mécanismes par la mise en œuvre d'un ou plusieurs traitements in-situ complémentaires afin de permettre d'optimiser leur impact et ainsi l'abattement de certains pathogènes, et de réduire les temps de stockage nécessaires pour obtenir les mêmes degrés de performance.

Favoriser la dessiccation

Une pratique courante dans ce type de procédé consiste en l'ajout de matériaux de recouvrement des excréments pour favoriser la dessiccation en absorbant l'humidité des excréments (cendres, chaux, terre, sciure, paillage, broyat de coquillage, etc.). L'OMS retient dans ses recommandations que pour un taux d'humidité inférieur à 25%, qui peut être atteint de manière réaliste dans ces procédés double fosse (Rieck et al., 2012), le temps de stockage peut être abaissé à 6 mois pour atteindre une inactivation de 6 log des œufs d'helminthes. En cas de contexte très aride où le taux d'humidité chuterait en dessous de 25%, les durées de stockage pourraient être abaissées pour le même objectif d'abattement des helminthes.

Traitement alcalin in-situ

A la différence du traitement alcalin centralisé pour les boues et matières de vidange (cf 4.2.2), celui-ci se fait par ajout après chaque défécation de cendres (plus facilement disponibles localement) ou aussi de chaux éteinte, en quantité suffisante pour recouvrir les matières fraîches.

Tous ces matériaux de recouvrement, alcalinisants ou non, participent aussi à la réduction des mouches et de leur facteur de transmission, mais aussi des odeurs, et à l'amélioration de la perception visuelle de la toilette. Les caractéristiques des excréments déshydratés rendent ainsi leur manipulation plus aisée.

Augmentation de la température

Si la température de stockage dépend des conditions climatiques locales, il est possible de jouer sur ce mécanisme de température dans la fosse avec des installations de chauffage solaire (une tôle en acier installée sur un cadre en bois placé de manière à prendre le soleil au-dessus de la fosse au repos en cours de traitement par exemple). L'augmentation de la température ambiante par ces systèmes ne va pas jusqu'à atteindre des températures thermophiles (supérieures à 50°C) mais peut permettre selon son efficacité de réduire les temps de stockage notamment en favorisant la vitesse de dessiccation.

Traitement à l'ammoniac

Un traitement à l'ammoniac peut être réalisé à l'échelle individuelle des matières stockées à la parcelle et réduire le temps de stockage nécessaire (cf. 4.3.5).

Produits sortants

Les matières de vidange ainsi produites sont compactes, stabilisées biologiquement, du fait de la biodégradation de la matière organique (compostage mésophile) sur un temps de stockage long, et hygiénisées.

La vidange peut alors se faire manuellement (plus facilement lorsque les boues sont compactes). Lorsqu'une vidange mécanique est envisagée, un ajout d'eau pour liquéfier les boues est alors nécessaire mais engendre un risque de recroissance bactérienne.

6.4.3 Chambres de déshydratation/ toilettes sèches double fosse à déviation d'urine

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stockage long et dessiccation à la parcelle	Individuel	Fèces seuls, matériaux de nettoyage sec, : pas de liquide, pas d'urines (collectée séparément) et pas d'eau de chasse	Physique : température, dessiccation Chimique : alcalinisation Biologique : compétition, prédation, antagonisme, parasitisme	Fèces sèches Urine

Description

Les toilettes sèches à déviation d'urine double fosse se différencient des latrines VIP double fosse par leur système de déviation qui permet de collecter séparément les urines des fèces.

Elles sont composées de deux chambres de déshydratation, qui sont employées pour la collecte, le stockage et la dessiccation des fèces, et utilisées en alternance pour permettre un temps de stockage des fèces sans apport de matière fraîche, ainsi que d'un ou plusieurs réservoirs utilisés en alternance destinés à la collecte des urines. Les fèces ne se déshydratent que lorsque les bacs sont bien ventilés et étanches pour empêcher la pénétration de l'humidité externe, et quand les eaux de nettoyage anal et l'urine sont bien orientées hors des bacs. Les mécanismes mobilisés pour l'élimination des pathogènes sont identiques à ceux présentés pour les procédés de stockage prolongé (cf. partie 4.3.1), à l'exception de la concentration en ammoniac du fait de l'absence d'urine.

Performances

Les performances en matière d'élimination des pathogènes peuvent être considérées comme similaires à celles présentées pour les procédés de stockage prolongé (cf. partie 4.3.1). Par rapport au procédé double fosse sans et avec traitement in-situ. La dessiccation pourrait être considérée comme plus rapide du fait de l'absence de liquide dans les matières et justifier un temps de stockage plus court, en revanche l'absence d'urine, et donc du mécanisme d'élimination des pathogènes par l'augmentation de la concentration en ammoniac, tendrait à l'inverse à justifier un temps de stockage plus long (Jensen et al., 2009). Là encore, les performances étant liées à l'association des différents mécanismes et les effets de leur interdépendance, la prise en considération des paramètres réels du contexte permettra d'ajuster au mieux les temps de stockage pour l'atteinte des performances souhaitées.

Produits sortants

Les boues / biosolides ainsi produites sont compactes, stabilisées biologiquement du fait du temps de stockage long, et partiellement hygiénisées.

La vidange peut alors se faire manuellement (en cas de boues compactes plus facilement). Lorsqu'une vidange mécanique est envisagée, un ajout d'eau pour liquéfier les boues est alors nécessaire mais engendre un risque de recroissance bactérienne.

L'urine collectée peut être réutilisée notamment comme engrais après traitement si nécessaire (cf. partie 6).

6.4.4 Double fosse pour toilettes à chasse manuelle

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stockage long et dessiccation à la parcelle	Individuel	Eaux noires, eaux grises	Physique : temps, température, dessiccation Chimique : alcalinisation, concentration en ammoniacque Biologique : compétition, prédation, antagonisme, parasitisme, biodégradation	Matières de vidange sèches et stabilisées (Humus)

Description

Ce procédé, tout comme les deux précédents, comporte deux fosses utilisées en alternance mais, dans ce cas, reliées à des toilettes à chasse d'eau manuelle avec siphon. Cela implique l'arrivée d'eau de chasse après chaque utilisation. Ce ne sont plus les excréments « secs » mais les eaux noires (additionnées dans certains cas des eaux grises) qui sont collectées dans les fosses. Ces dernières ne sont pas étanches, à la différence des fosses septiques. La phase liquide s'infiltré dans le sol environnant, qui doit être poreux et impérativement éloigné d'une nappe pour éviter les contaminations. La phase solide reste piégée dans la fosse et s'assèche au fil du temps. Après 2 à 3 ans minimum, les matières de vidange suffisamment déshydratées peuvent être extraites.

Performances

Lorsque le liquide coule de la fosse à travers la matrice de sol non saturé, une partie des germes pathogènes migrent dans le sol et peuvent y être filtrés selon la nature du sol.

Concernant les matières stockées, les performances énoncées pour les procédés stockage prolongé (cf. partie 4.3.1) peuvent être atteintes, uniquement sous conditions favorables (températures, absence de remontées de nappe). Pour cela, un temps de stockage plus long, de deux à trois ans (Mara, 1985) est requis, considérant le temps nécessaire à l'élimination de la fraction liquide supplémentaire, constituée par l'eau de chasse.

Produits sortants

Si les conditions de stockage permettant la mise en œuvre des performances optimales sont assurées, les matières sortantes sont elles aussi compactes, stabilisées et hygiénisées.

Si le matériau extrait est humide, du fait d'une faible capacité d'infiltration du sol, d'apports continus de matières, d'infiltration en saison humide, ou de remontées de nappe, il convient de leur fournir un traitement supplémentaire adapté selon leur destination finale (mise en dépôt ou valorisation), par exemple lit de séchage ou autre procédé présenté en partie 4.3.

6.4.5 Conclusions sur les procédés de traitement par stockage long

Pour faire la synthèse des éléments précédents, le tableau ci-dessous présente les recommandations de l'OMS (2012), établies d'après des résultats de mesure et des calculs de risque, quant aux performances à retenir pour évaluer la réduction d'agents pathogènes pouvant être atteinte par ces systèmes de

traitement des excréta « secs » ou humides » et de stockage sans ajout de matière fraîche (double fosse).

Tableau 17 : Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les excréments et/ou matières de vidanges par les procédés de collecte et traitement individuels à la parcelle basés sur les mécanismes principaux de stockage long et dessiccation.

Traitement	Durée	Commentaires	Réduction des agents pathogènes en unités log
Conditions		<ul style="list-style-type: none"> - Excréments (fèces + urines) « secs » sans eau de chasse - Sans addition d'excréta (fèces et urine) frais non traités durant la période de stockage recommandée 	
Stockage température ambiante 2-20°C	1,5 – 2 ans	Permet d'éliminer les bactéries pathogènes ; une recroissance éventuelle d' <i>E.coli</i> et <i>Salmonella</i> en cas d'apport d'humidité est possible ; virus et protozoaires parasites réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent résister en petits nombres (Strauss & Blumenthal, s. d.) in (Austin, 2002) page 5	Jusqu'à 6 log
Stockage température ambiante > 20-35°C	> 1 an	Inactivation substantielle à totale des virus, bactéries et protozoaires ; inactivation des œufs de schistosomes (<1 mois) ; inactivation des œufs de nématodes (vers ronds), ankylostomes par ex. (<i>Ancylostoma/Necator</i>), et de trichocéphales (<i>Trichuris</i>) ; survie d'un certain pourcentage (10-30%) d'œufs d' <i>Ascaris</i> (> = 4 mois) ; une inactivation plus ou moins complète des œufs d' <i>Ascaris</i> est obtenue en 1 an (Strauss & Cross, 1985), (Wheeler & Carroll, 1989) in (Austin, 2002, p. 4)	Jusqu'à 6 log
Traitement alcalin	pH >9 pendant >6 mois	Si la température est > 35°C et/ou l'humidité <25°C (délai d'inactivation complète prolongé en cas de pH plus bas et/ou d'humidité plus élevée) (Stenström, 2002, p. 3), (OMS, 2012d, p. 74),	Jusqu'à 6 log
		Des durées de stockage moindres peuvent être appliquées pour tous les systèmes sous les climats très secs, lorsque l'humidité est inférieure à 20 %. Le séchage au soleil ou l'exposition à des températures dépassant 45 °C réduit considérablement le temps nécessaire. Si la matière est re-humidifiée, <i>Salmonella</i> et <i>E. coli</i> peuvent se développer. (OMS, 2012d, p. 76)	
Traitement à l'ammoniac	De quelques semaines à plusieurs années	Temps de stockage à définir selon le modèle proposé par (Fidjeland et al., 2015) pour atteindre un abattement souhaité.	De 1 à 6
Humidité inférieure à 8% et T° >10°C		Les œufs d' <i>Ascaris</i> peuvent être dans ces conditions inactivés en quelques semaines. (EC, 2001)	
Conditions		<ul style="list-style-type: none"> - Eaux noires, eaux grises - Sans addition d'excréta (fèces et urine) frais non traités durant la période de stockage recommandée 	
Stockage à température ambiante	>2 à 3 ans	Permet d'éliminer les bactéries pathogènes ; une recroissance éventuelle d' <i>E.coli</i> et <i>Salmonella</i> en cas d'apport d'humidité est possible ; virus et protozoaires parasites réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent résister en petits nombres.	Jusqu'à 6 log

6.5 Les toilettes à compost avec stockage et compostage sur site

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Compostage	Individuel	Excréments, fèces, composés organiques, matériaux de nettoyage sec	<p>Compostage, qui englobe :</p> <p><u>Biologique</u> : biodégradation aérobie, compétition, prédation, antagonisme, parasitisme</p> <p><u>Physique</u> : temps, température</p> <p><u>Chimique</u> : concentration en ammoniac</p>	Compost

Description

Le procédé des toilettes à compost, ou toilettes à chambre de compostage, est constitué d'une ou deux chambres étanches spécifiquement conçues, destinées à recueillir, stocker et traiter par compostage in-situ les excréta (fèces et urine) produits par un ménage. Il est conçu avec une couche de drainage, un tamis ou encore une pente, afin d'assurer le drainage, stockage et évacuation du lixiviat pour son traitement ultérieur. Il s'agit d'une adaptation à la parcelle du procédé de compostage (semi)-collectif (cf 4.3.3). Afin de créer des conditions favorables à sa mise en œuvre, seront ajoutées dans la chambre de collecte, après chaque défécation, des matériaux secs dits de foisonnement (papier, copeaux de bois, cendre ou substances similaires).

Variantes de conception

Version simple chambre, et sa version low cost l'Arborloo

Le compostage en chambre unique de traitement continu est faisable, si la chambre est conçue de telle façon qu'il y ait une séparation entre la matière solide fraîche et celle compostée pour permettre sa collecte dans la chambre. Ces systèmes demandent une conception précise avec un mur entre la zone de compostage et la zone d'élimination et nécessite une maintenance qualifiée. En termes de performances, la recontamination possible par des matières fraîches rend même théoriquement l'atteinte d'un abattement des pathogènes significatif et fiable impossible, et nécessite donc de prévoir un traitement secondaire des matières produites adapté selon leur destination finale (mise en dépôt ou valorisation) (Berger, 2011).

Version low cost : Arborloo

Une version extrêmement simple et peu coûteuse d'un procédé à compost simple fosse, l'«Arborloo », a été développée pour des régions rurales africaines (Morgan, 2007). L'Arborloo dispense de la nécessité d'enlever le compost et utilise à la place une fosse simple peu profonde d'une profondeur maximale de 1,5 m pour collecter et composter les matières fécales, la terre, la cendre de bois et les feuilles séchées. Lorsque la fosse est presque pleine, le contenu est recouvert d'une épaisse couche de terre. Un arbre fruitier est finalement planté dans la fosse. En même une nouvelle fosse peu profonde est creusée et la superstructure des toilettes est déplacée au-dessus de la nouvelle fosse. Ce procédé présente l'avantage d'une réutilisation directe avec une faible exposition au compost ou aux excréments frais qui sont recouverts et non retirés de la fosse.

Version double chambre, et sa version low cost la Fossa alterna

Le procédé de toilette à compost peut être réalisé avec deux ou plusieurs chambres de compostage permettant un usage discontinu. Cette version est celle recommandée par l'OMS du fait qu'elle permet d'assurer le traitement des matières fécales sans ajout de matière fraîche et donc sans risque de recontamination. Les performances théoriques d'abattement des pathogènes, sous réserve de la mise en œuvre d'un mécanisme de compostage et de sa gestion optimale, peuvent être envisagées dans ce procédé double chambre.

Version low cost : la Fossa Alternata

Des toilettes à compost à double fosse et à faible coût, la « Fossa Alternata », ont été développées pour l'Afrique rurale, qui fonctionnent sur le même principe que le système de chambre de compostage présenté ci-dessus, à la différence que les chambres de compostage sont de simples fosses creusées peu profondes et la superstructure des toilettes est déplacée d'une fosse à l'autre du fait de leur utilisation en alternance (Morgan, 2007). Les performances d'abattement théoriques des pathogènes sont plus difficilement envisageables du fait du contrôle moins facile des paramètres notamment de la teneur en eau et en O₂.

Performance des procédés de compostage à la parcelle en abattement des pathogènes

En théorie, les mêmes performances que celles présentées à l'échelle collective pourraient être atteintes en cas de mise en œuvre d'un compostage thermophile dans l'ensemble des matières, soit une hygiénisation totale des matières stockées en fonction du temps de séjour.

Cependant, bien que les fosses de compostage à la parcelle puissent paraître simples d'utilisation, plusieurs études s'accordent sur le fait que leur utilisation dans la pratique, du fait de cette complexité de gestion pour assurer le maintien des conditions optimales, conduit le plus souvent à un mécanisme de compostage incomplet qui se traduit par l'absence de phase thermophile, et donc de traitement des pathogènes par ce mécanisme pourtant central dans les performances de ce procédé. L'abattement des pathogènes s'il a lieu se fait alors par les autres mécanismes biologiques présentés, difficiles à quantifier et mesurer. Les performances d'abattement seraient alors plus proches de celles des procédés double fosse précédemment cités dans le cas où les conditions de mise en œuvre (notamment la dessiccation) sont assurées, impliquant donc des temps de traitement beaucoup plus longs.

Ainsi, les conditions optimales de compostage thermophiles nécessitent en réalité, pour être atteintes de manière fiable, une échelle centralisée ou semi-centralisée, un système mécanisé ou en tout cas contrôlé et optimisé qui permet une meilleure maîtrise du processus. Plusieurs études documentent ces résultats (Vinnerås & Jönsson, 2003 ; Mansoor, 2004 ; Schönning et al., 2004 ; Wichuk & McCartney, 2007 ; Jensen et al., 2009 ; Berendes et al., 2015) et soulignent qu'en pays en développement, si le compostage n'est que peu efficace à la parcelle en termes d'abattement des pathogènes, le compostage à trop grande échelle ne l'est pas non plus du fait de la complexité de gestion. L'échelle de mise en œuvre la plus efficiente resterait la version décentralisée petite échelle, avec donc des risques sanitaires lors de la valorisation des matières produites.

Produit sortant

Dans la pratique, le produit sortant de procédés de compostage à la parcelle, appelé compost, n'est très souvent pas suffisamment stabilisé et hygiénisé et nécessite un traitement complémentaire (compostage centralisé ou semi-centralisé, ou autre procédé de traitement des matières de vidange, cf. partie 4.3.3.

Sous-produit

Le lixiviat est produit en quantité importante pour les systèmes sans dérivation d'urine. Ce lixiviat est hautement concentré en azote (concentrations proches de l'urine) mais aussi en agents pathogènes. Ce lixiviat peut donc être utilisé comme engrais liquide. Il doit être manipulé avec précaution du fait de la présence d'agents pathogènes.

Références

Guide complet détaillé : Berger, 2011

Variante

Toilette à compost avec seau amovible pour compostage semi collectif

Les limites constatées par les retours d'expérience de compostage à la parcelle conduisent à l'émergence de systèmes hybrides : collecte individuelle et compostage semi-collectif. De nombreux systèmes ont été testés dans le monde (Mansoor, 2004 ; Berger, 2011 ; Jean, 2018).

Dans ces systèmes, des unités compactes sont équipées avec siège de toilette et seau ou poubelle mobile pour stockage intermédiaire sur site des excréments secs (fèces avec ou sans urine) et des matériaux organiques de foisonnement. Utilisant un petit espace de rangement, les toilettes peuvent être installées

au niveau du sol. Le matériel doit être collecté plusieurs fois par semaine puis transporté vers un site extérieur pour co-compostage ultérieur.

Le compostage et l'inactivation des germes pathogènes ne se produisent pas dans les conteneurs collecteurs. Par conséquent un processus correct de compostage est absolument essentiel avant que la matière organique ne soit utilisée sur les plantes. Si le contenu des poubelles est collecté et traité de manière centralisée dans une usine de compostage, un compost de haute qualité et hygiéniquement inoffensif peut être produit (Berger, 2011). Ces systèmes nécessitent la mise en œuvre d'une gestion efficace de la chaîne de collecte des matières. La manipulation des matières fraîches non traitées présente un risque sanitaire qu'il est important de prendre en compte.

Performances du compostage semi collectif

L'ONG SOIL, est une des seules entités ayant publié des résultats scientifiques sur l'hygiénisation de résidus de toilettes sèches par compostage semi-collectif (Berendes et al., 2015 ; Jean, 2018).

Selon ces études réalisées en Haïti, l'abattement de *E. Coli* en deçà des seuils de détection (>log6) était constaté après 75 jours de traitement. Des températures thermophiles de 60 à 70°C ont été constatées au centre des tas, et des températures maximales de 51°C en périphérie des tas, ce qui permet d'envisager théoriquement l'abattement significatif des œufs d'helminthe. Berendes et al., (2015) rapporte que l'ajout d'urine aux tas en cours de compostage aurait amélioré l'élimination des œufs d'*Ascaris*.

7. Procédés de traitement des urines contaminées

L'urine pure peut être considérée dans la majorité des cas comme stérile, exempte d'agents pathogènes ; cependant, la contamination croisée par les matières fécales peut avoir lieu (cf. partie 1.3) et l'utilisation d'urine peut alors nécessiter la mise en place d'un traitement des pathogènes.

Les procédés utilisés en traitement tertiaire des eaux usées pour l'élimination spécifique des pathogènes sont applicables pour l'élimination des pathogènes dans les urines : pasteurisation, UV, filtration etc. Par exemple, une pasteurisation à une température de 70°C pendant 30 minutes ou 80°C pendant 2 minutes peut être utilisée pour hygiéniser l'urine (cf. partie 2.1.5). Cependant, ces traitements non spécifiques sans stabilisation préalable de l'azote risquent d'entraîner la perte de nutriments (notamment d'azote sous forme d'ammoniac gazeux).

En effet, c'est dans l'urine que se concentrent la majorité des nutriments valorisables excrétés par le corps humain, à savoir 85 à 90% de l'azote (N), 50 à 65% du Phosphore (P) et 50 à 80% du Potassium (K) (Rose et al., 2015 ; Martin et al., 2020). Son potentiel pour la réutilisation notamment en fertilisant pour l'agriculture est donc très important, mais implique la mise en œuvre de procédés spécifiques permettant la conservation et la concentration des nutriments et notamment de l'azote lors du traitement réalisé. Certains de ces procédés ont un impact sur l'inactivation de la charge pathogène. Ils seront donc ici présentés avec un focus sur leur performance à cet égard.

La valeur médiane d'azote total excrété par personne via l'urine est de 11g/ jour, soit 4 kg d'azote pour une année. La majeure partie de celui-ci est excrétée et présente dans l'urine fraîche sous forme d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), produit du métabolisme des protéines (Esculier, 2018).

L'urée peut subir une dégradation par l'uréase en ammoniac ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, source de mauvaises odeurs) et dioxyde de carbone (CO_2). Cette hydrolyse a lieu rapidement (au bout de quelques heures) dans l'urine fraîche en raison de l'omniprésence de l'enzyme uréase sécrétée par une bactérie contenue naturellement dans l'urine. Rapidement, au bout de quelques jours à quelques semaines, 90% de l'azote restant dans l'urine se trouve sous cette forme ammoniacale (Udert et al., 2006).

Si l'urine fraîche a un pH très légèrement acide avec une valeur médiane de 6,2 (Rose et al., 2015), cette réaction d'hydrolyse de l'urée a pour effet l'augmentation du pH (autour de 9), qui favorise la présence de l'azote ammoniacal sous sa forme gazeuse NH_3 lorsque le pH atteint ou dépasse le pKa ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de 9,25 (Esculier, 2018).

7.1 Stockage des urines

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stockage	Individuel ou collectif	Urines contaminées	Inactivation par l'ammoniac, température, temps, alcalinisation	Urine stockée (lisain)

Description

Ce procédé a pour objectif principal l'abattement des pathogènes contenus dans l'urine contaminée (cf. partie 1.3.1.4.). Il permet aussi de retenir l'azote sous forme d'ammoniac (NH_3) pour sa valorisation agricole comme engrais. Si l'urine est stockée dans un récipient ou réservoir ouvert, l'ammoniac va en partie se volatiliser en ammoniac gazeux qui se dissipe dans l'atmosphère, les risques de perte par évaporation lors de l'application sont importants. Au-delà de la perte en élément fertilisant, l'ammoniac est à l'origine de gaz à effet de serre : il peut se recombinaison dans l'atmosphère avec des oxydes d'azote et de soufre pour former des particules fines. Ceci conduit à recommander de stocker l'urine non stabilisée dans un récipient fermé pour éviter la volatilisation de l'ammoniac ou de stabiliser l'azote sous une forme non volatile.

Les mécanismes d'action de l'ammoniac comme désinfectant ne sont pas tout à fait clairs. En contact avec les cellules bactériennes, l'ammoniac pourrait détruire les membranes des cellules et mener éventuellement à leur mort. Pour les virus, l'ammoniac entraînerait la division de leur ARN (Nordin, 2010).

L'ammoniac gazeux, toxique pour de nombreux pathogènes, entrainerait donc leur inactivation. Les mécanismes en jeu sont également influencés par le pH et la température (cf. partie 4.3.6). Ce procédé peut être appliqué à l'échelle individuelle mais aussi à l'échelle collective.

Performances

Même à faible concentration en NH₃ et faible température (4°C), la plupart des bactéries pathogènes étudiées sont généralement inactivées en quelques jours (90% en 5 jours pour *E. Coli* et *Salmonella spp.*) (Höglund et al., 1998 ; Nordin, 2010) et la plupart des virus et oocystes étudiés en quelques semaines (Chandran et al., 2009 ; Goetsch et al., 2018). Le stockage de l'urine à 30°C permet d'accélérer la destruction des bactéries et coliphages qui est complète en moins d'une semaine (Chandran et al., 2009). L'inactivation des œufs d'*Ascaris* est plus difficile, davantage dépendante de la température et de la concentration en NH₃. Ils peuvent encore être présents après plusieurs mois de stockage (Nordin, 2010). L'OMS recommande, pour des urines contaminées (issues de grands systèmes (cf. partie 1.3.1.4), potentiellement diluées avec une concentration minimale de 1g/l d'azote), 1 à 6 mois de stockage de l'urine en contenants fermés, selon la température et les cultures sur lesquelles l'urine sera appliquée (OMS, 2012) (cf. tableau 18).

Tableau 18 : Durées de stockage indicatives recommandées pour les mélanges d'urine, d'après la teneur estimée en agents pathogènes et type de cultures recommandés pour les grands systèmes (OMS, 2012)

Température de stockage (°C)	Durée de stockage	Agents pathogènes potentiellement présents dans le mélange d'urine après stockage	Cultures recommandées
4	≥ 1 mois	Virus, protozoaires	Aliments et fourrages destinés à être transformés
4	≥ 6 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrages
20	≥ 1 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrages
20	≥ 6 mois	Probablement aucun	Tous types de cultures

Si le niveau d'ammoniac dans l'urine est supérieur à 2 gN/L et son pH est supérieur à 8.8 (ce qui est généralement le cas pour l'urine non diluée car sa concentration va de 8.8 à 9.2 g N/L, et son pH quand elle est hydrolysée est autour de 9 selon Martin et al. (2020)), des temps de stockage plus courts suffiront. Il est recommandé de respecter une période d'un mois entre la dernière fertilisation à l'urine et la récolte si les plantes sont consommées crues (OMS, 2012).

Produit sortant

L'urine stockée est donc totalement ou partiellement hygiénisée selon les conditions et temps de stockage appliqués et peut être utilisée en suivant les recommandations précitées.

L'effet du stockage sur les résidus de pharmaceutiques est peu étudié. L'abattement est en général assez faible, mais varie fortement en fonction des molécules. Les effets liés à la présence de ces résidus restent à étudier (OCAPI, 2022).

Afin de limiter les pertes par évaporation de NH₃ lors de l'application, celle-ci se fera préférentiellement directement au sol et avec recouvrement.

Sa forte teneur en ammoniac gazeux NH₃ la rend très efficace pour la réalisation d'un traitement des matières fécales (par ajout aux matières stockées des procédés double fosse et compost par exemple).

Références

Martin et al., 2020 ; OCAPI, 2022

7.2 Acidification de l'urine fraîche

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stabilisation de l'azote sous forme d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) par acidification	Individuel ou collectif	Urines fraîches non hydrolysées	Acidification	Urine fraîche acidifiée

Description

Ce procédé a pour objectif principal de stabiliser l'azote présent dans l'urine fraîche sous forme d'urée par acidification et d'éviter ainsi sa perte par volatilisation lors de l'application de l'urine comme engrais ou lors de sa déshydratation. Pour cela, le traitement consiste en l'ajout d'une solution acide à l'urine fraîche permettant d'obtenir un pH inférieur à 4, qui inhibe l'enzyme uréase et donc la transformation de l'urée en azote ammoniacal sous sa forme gazeuse et volatile NH_3 .

Différents acides forts ou faibles peuvent être utilisés tels que l'acide sulfurique, l'acide acétique ou l'acide citrique. L'acidification peut être effectuée par fermentation lactique en ajoutant de la matière organique facilement minéralisable et des bactéries lactiques (Martin et al., 2020).

Performances

L'acidification est peu documentée mais selon (Hellström et al., 1999), un pH très bas (<2) aurait un impact fort sur l'inactivation des bactéries. Cependant, l'acidification à un pH plus élevé (entre 2 et 7) diminue l'inactivation des bactéries par rapport à celle induite par l'urine non acidifiée. Cela peut être dû à la plus faible teneur en ammoniac sous sa forme NH_3 toxique par rapport à l'urine non acidifiée (Martin et al., 2020).

Produit sortant

L'urine fraîche stabilisée par acidification peut avoir subi un abattement partiel des pathogènes et en particulier des bactéries, mais ne peut être considérée comme hygiénisée.

L'urine fraîche stabilisée par ce traitement acide ne peut pas être utilisée pour un traitement des matières de fécales du fait de l'absence d'ammoniac sous forme NH_3 .

Ce traitement nécessite l'utilisation de réactifs potentiellement impactants (OCAPI, 2022).

Références

Martin et al., 2020 ; OCAPI, 2022

7.3 Acidification de l'urine hydrolysée

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stabilisation de l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) par acidification	Individuel ou collectif	Urines hydrolysées (préalablement stockées)	Acidification	Urine hydrolysée acidifiée

Description

L'urine stockée et donc hydrolysée peut également être acidifiée avec comme objectif principal de stabiliser l'azote présent sous forme d'ammonium (NH_4^+) afin de limiter sa perte par volatilisation lors de l'application de l'urine comme engrais. Ce traitement se réalise donc sur des urines préalablement stockées en milieu hermétique quelques jours afin que les mécanismes d'hydrolyse de l'urée en azote ammoniacal aient pu avoir lieu. Il consiste à ajouter à ces urines hydrolysées une solution acide qui permet

d'abaisser le pH en dessous du pKa ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) de 9,25.

Cependant, l'acidification de l'urine hydrolysée nécessite 20 fois plus d'acide que l'acidification de l'urine fraîche en raison du pouvoir tampon élevé de l'urine stockée causé par l'ammoniac et les carbonates formés après l'hydrolyse de l'urée.

Performances

Ce traitement en lui-même n'est pas spécifiquement ciblé sur l'abattement des pathogènes. En revanche il peut être envisagé en complément du stockage pour à la fois abattre les pathogènes et optimiser la valeur fertilisante de l'urine par stabilisation de l'azote.

Produit sortant

Tout comme l'urine fraîche acidifiée, l'urine hydrolysée acidifiée peut avoir subi un abattement, notamment des bactéries, mais ne peut être considérée comme hygiénisée simplement du fait de ce mécanisme. En revanche, si la première étape de stockage, nécessaire à l'hydrolyse de l'urée, correspond à une durée suffisante pour un abattement souhaité (cf. 6.1), l'inactivation des pathogènes peut atteindre une hygiénisation totale.

L'urine stabilisée par ce traitement acide ne peut pas être employée pour un traitement des matières de fécales du fait de l'absence d'ammoniac sous forme NH_3 .

Ce traitement nécessite l'utilisation de réactifs potentiellement impactants (OCAPI, 2022).

Références

Martin et al., 2020 ; OCAPI, 2022

7.4 Alcalinisation de l'urine fraîche

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stabilisation de l'azote sous forme d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) par alcalinisation	Individuel ou collectif	Urines fraîches non-hydrolysées	Alcalinisation	Urines alcalinisées

Description

Ce procédé a pour objectif principal de stabiliser l'azote présent dans l'urine fraîche sous forme d'urée par alcalinisation et éviter ainsi sa perte par volatilisation lors de l'application de l'urine comme engrais ou lors de sa déshydratation. Pour cela, le traitement consiste en l'ajout d'une base (cendre, chaux) à l'urine fraîche permettant d'obtenir un pH supérieur à 10, qui inhibe ainsi l'enzyme uréase et donc la transformation de l'urée en azote ammoniacal sous sa forme gazeuse et volatile NH_3 (Martin et al., 2020).

Performances

L'alcalinisation permet l'inactivation rapide des bactéries et des bactériophages et ce même si la teneur en ammoniac est faible, du fait de la stabilisation de l'azote sous forme d'urée. En revanche, elle n'a pas d'impact sur l'élimination des œufs d'Ascaris pour des températures ambiantes (Martin et al., 2020).

Produit sortant

L'urine stabilisée par alcalinisation peut être en partie hygiénisée notamment concernant les bactéries et les virus. En revanche, ce traitement n'aura que peu d'incidence sur l'abattement des œufs d'helminthes. Elle présente un fort potentiel de volatilisation ammoniacale en raison du pH élevé qui favorise la volatilisation une fois l'urée hydrolysée dans le sol après application. L'enfouissement est conseillé après son application au sol pour limiter les pertes par volatilisation.

Références

Martin et al., 2020 ; OCAPI, 2022

7.5 Dessiccation alcaline de l'urine

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Déshydratation alcaline	Collectif	Urines fraîches	Dessiccation	Urines alcalines sèches

Description

La dessiccation alcaline de l'urine est un procédé de traitement de l'urine qui transforme l'urine liquide en un engrais sec et solide. Il s'agit d'un procédé de traitement en deux étapes. La première étape consiste en un traitement d'alcalinisation de l'urine fraîche pour assurer la stabilisation de l'azote sous forme d'urée (cf. 6.4.). Ensuite, le mélange d'urine alcaline et de substrat subit une dessiccation (cf. 2.1.6) par ventilation forcée pour donner un produit final sec (urine sèche), qui peut être transformé sous forme de granulés.

Performances

Le traitement par dessiccation de l'urine alcalinisée inactive à la fois les bactéries et les virus après seulement quatre jours de stockage à 20°C. Pour les œufs d'helminthes, Senecal et al. (2018) concluent qu'une réduction de 3,5 log dans le produit final peut être obtenue après 325 jours de stockage à 20°C ou 10 jours à 42°C.

Produit sortant

L'urine sèche peut être considérée comme hygiénisée.

Elle présente un fort potentiel de volatilisation ammoniacale en raison du pH élevé qui favorise la volatilisation une fois l'urée hydrolysée dans le sol. L'enfouissement est donc conseillé après son application au sol pour limiter les pertes.

Références

Seneca et al., 2018 ; Martin et al., 2020

7.6 Nitrification - distillation – filtration sur charbon actif

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Stabilisation de l'azote sous forme de nitrates (NO ₃ ⁻) par nitrification	Collectif	Urines hydrolysées	Nitrification, déshydratation, stérilisation thermique, adsorption	Urines nitrifiées concentrées et eau distillée

Description

La nitrification - distillation – filtration sur charbon actif de l'urine est un procédé complet de récupération des nutriments de l'urine qui transforme l'urine pure en eau distillée (capturant 93 à 97 % de l'eau) et en une solution nutritive concentrée et hygiénisée contenant de l'azote, du potassium, du soufre et du phosphate, ainsi que des micronutriments (par exemple le bore, le fer et le zinc).

Le procédé se déroule en trois étapes :

La nitrification : dans un premier temps, les urines sont aérées mécaniquement dans une colonne spécifique. Grâce à cet apport en O₂, la moitié de l'azote présent dans l'urine sous forme d'ammonium (NH₄⁺), est transformé en nitrates (NO₃⁻) par des bactéries nitrifiantes avant d'approcher un pH limitant le développement des bactéries nitrifiantes (autour de 5,5). Cette nitrification permet la stabilisation de l'azote sous forme d'ammonium (NH₄⁺) pour éviter sa perte par volatilisation de l'ammoniac (NH₃) ou

hydrolyse chimique de l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) à haute température lors de l'étape suivante de distillation, et par ailleurs de désodoriser l'urine grâce à l'oxydation de 90% des substances organiques contenues dans l'urine (OCAPI, 2022).

La concentration : dans un deuxième temps, la solution est concentrée par un procédé de distillation de l'eau. La distillation consiste en une déshydratation partielle (cf. 2.1.6) par évaporation à haute température (par exemple 80 °C) et à basse pression (par exemple 500 mbar).

Le polissage : dans un troisième temps, un polissage de la solution nutritive par filtration sur charbon actif est réalisé, mobilisant les mécanismes d'adsorption.

Performances

La nitrification permet l'inactivation des bactéries notamment salmonelles et Enterocoques, mais pas celle des bactériophages (Schertenleib, 2014).

La distillation permet, du fait des hautes températures principalement, d'obtenir un abattement des pathogènes. En fonction des températures atteintes et des temps d'exposition, la solution pourra être considérée comme partiellement ou totalement hygiénisée.

La filtration sur charbon actif permet d'éliminer les micropolluants dont les résidus pharmaceutiques.

Produit sortant

La solution nutritive concentrée est exempte d'agents pathogènes, de produits pharmaceutiques et d'odeurs. Le risque de volatilisation potentiel de l'azote lors de l'épandage est très faible en raison de sa présence sous forme nitrique et du pH bas (autour de 4) (OCAPI, 2022).

Références

Martin et al., 2020 ; OCAPI, 2022

7.7 Précipitation du phosphore (struvite)

Type de traitement		Type d'effluent entrant	Mécanismes	Produit sortant
Précipitation du phosphore	Collectif	Urines, eaux brutes, eaux noires		Struvite, effluent

Depuis longtemps, de nombreux procédés extractifs des nutriments de l'urine ont été développés (par exemple, struvite et sulfate d'ammonium au XIXe siècle en France). Aujourd'hui, la précipitation de struvite est un des procédés les plus développés et est mise en œuvre dans certaines stations d'épuration sur des eaux usées, mais aussi sur des urines. De nombreux autres traitements ont été développés, actuellement au stade d'installations pilotes non développés ici (stripping de l'ammoniac, etc.).

La struvite est un sel composé de phosphate, de magnésium et d'azote, qui précipite spontanément en raison de l'augmentation du pH après l'hydrolyse de l'urée. Cette précipitation de struvite peut être augmentée en ajoutant du magnésium à l'urine hydrolysée.

Une fois précipitée, la struvite est filtrée, lavée à l'eau et séchée (Martin et al., 2020).

D'autres constituants présents dans l'urine contaminée ou les eaux usées, tels que les agents pathogènes, notamment les œufs d'helminthe, les protozoaires et les bactéries, peuvent s'associer à cette précipitation, s'accumuler et se retrouver dans le précipité de struvite.

Performances

Pour minimiser la concentration d'agents pathogènes, les gâteaux de filtration de struvite doivent être séchés par dessiccation à des températures élevées et/ou à une faible humidité relative. Cependant, la température ne doit pas dépasser 40 à 55°C afin d'éviter une perte importante d'ammoniac. Un abattement total des pathogènes peut être atteint si les conditions de températures et dessiccation sont atteintes (cf. partie 2.1.6). La forte salinité après la déshydratation peut aussi jouer un rôle dans l'inactivation des pathogènes (Martin et al., 2020).

7.8 Conclusion

Le stockage des urines constitue la méthode la plus simple pour l'élimination des pathogènes en vue d'une réutilisation tout en conservant l'azote sous sa forme NH_3 .

La réalisation d'un traitement de stabilisation de l'azote sous forme d'ammonium ou d'urée, par acidification ou alcalinisation, peut contribuer à un abattement partiel de certains pathogènes mais ne garantit pas une hygiénisation totale.

Seuls certains des traitements de réduction de volume à haute température, comme la dessiccation ou la distillation ont un fort impact rapide sur les pathogènes.

Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer si certains traitements (par exemple, l'acidification) conduisent à une exposition inférieure aux risques admissibles proposés par l'OMS (2012). (Martin et al., 2020).

Type de pathogène	Bactéries	Virus	Kystes de protozoaires	Œufs d'helminthes
Abattement Log				
Stockage (si respect recommandations OMS)	++	+	++	++
Acidification (pH <2)	+ à ++	?	?	?
Déshydratation alcaline et 4 jours de stockage à 20°C	++	++	?	++
Nitrification	++ (Salmonelles, entérocoques)	Pas d'impact sur les bactériophages	?	?
Nitrification – distillation	+++	+++	+++	+++
Précipitation struvite	++	++		++
Ressources	(Martin et al., 2020)			

Abattement des pathogènes

+ : faible inactivation des pathogènes

++ : inactivation partielle ou possible sous certaines conditions (par exemple temps de stockage, concentration en NH_3 , etc.)

+++ : inactivation complète en peu de temps

Table des figures

Figure 1 : Facteurs influençant la transmission d'une dose infectieuse.	15
Figure 2 : Représentation schématique du classement des micro-organismes en fonction de leur résistance aux traitements de désinfection tertiaire des eaux résiduaires : chloration, ozonation, traitement UV et infiltration	20
Figure 3 : Produits et sous-produits de l'assainissement.....	21
Figure 4 : Caractérisation sanitaire des produits de l'assainissement : concentrations maximales en microorganismes pathogènes représentées par leurs indicateurs respectifs.	22
Figure 5 : concentrations en Coliformes Fécaux et E.coli de divers échantillons d'eaux grises	23
Figure 6 : Classification des filtres en fonction des tailles de pore/seuil de coupure	28
Figure 7 : Diagramme de dépérissement de différents types de microorganismes.	29
Figure 8 : Fonctionnement schématique d'une lagune facultative.	42
Figure 9 : Efficacité des différents types de membranes sur les différents composants d'une eau usée. .	65
Figure 10 : Comparaison des performances des différents procédés de traitement des eau	68
Figure 11 : Déroulement du processus de compostage	84

Table des tableaux

Tableau 1 : Présentation des types de microorganismes pathogènes	10
Tableau 2 : Comparaison de la taille des microorganismes	10
Tableau 3 : Principaux virus pathogènes potentiellement présents dans les eaux usées. Erreur ! Signet non défini.	
Tableau 4 : Principales bactéries pathogènes potentiellement présentes dans les produits et sous-produits de l'assainissement	12
Tableau 5 : Principaux protozoaires potentiellement présents dans les produits et sous-produits de l'assainissement	12
Tableau 6 : Principales espèces d'helminthes potentiellement présents dans les produits et sous-produits de l'assainissement	14
Tableau 7: Dose Minimale Infectieuse pour les 4 principales familles d'agents pathogènes.....	17
Tableau 8 : Principaux indicateurs de suivi des microorganismes dans les produits et sous-produits de l'assainissement.	21
Tableau 9 : Gamme de concentrations des micro-organismes dans les boues d'épuration et matières de vidange non traitées.	25
Tableau 10 : Application d'un abattement log sur une population initiale de 100 millions de microorganismes.....	35
Tableau 11 : Performances des traitements primaires simples sur les différents types de microorganismes	37
Tableau 12 : Performances de traitements primaires améliorés sur les différents types de microorganismes.	39
Tableau 13 : Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement primaire.	41
Tableau 14 : Performances des lagunes anaérobies, lagunes facultatives et des filières complètes de lagunage, sur les différents types de microorganismes.....	43
Tableau 15 : Performances des principales configurations de filtres plantés sur les différents types de microorganismes.	47
Tableau 16 : Performances des boues activées sur les différents types de microorganismes.....	50
Tableau 17 : Performances de différentes configurations de bioréacteurs à membranes sur les différents types de microorganismes.	52
Tableau 18: Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement secondaire.	53
Tableau 19 : Performance des lagunes de maturation sur les différents types de microorganismes.....	55
Tableau 20 : Performances de différentes configurations de bassin de stockage pour les différents types de microorganismes.....	56
Tableau 21 : Performances de différentes configurations de filtre à sables sur les différents types de microorganismes.	58
Tableau 22 : Performances de différentes doses d'UV sur les différents types de microorganismes.....	60
Tableau 23 : Performance de la chloration sur les différents types de microorganismes.....	62
Tableau 24 : Performance de l'ozonation sur les différents types de microorganismes.	64
Tableau 25 : Performances des différents types de traitements membranaires sur les différents types de microorganismes.	65
Tableau 26: Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des différents types d'agents pathogènes excrétés présents dans les eaux usées par les procédés de traitement tertiaires.	68
Tableau 27 : Performances des bassins de sédimentation sur les différents types de microorganismes..	74
Tableau 28 : Performances des digesteurs anaérobies sur les différents types de microorganismes	79
Tableau 29 : Performances du stockage prolongé sur les différents types de microorganismes.....	83
Tableau 30 : Performances du compostage sur les différents types de microorganismes	86
Tableau 31 : Performances du traitement à l'ammoniac sur les différents types de microorganismes	89

Références

- Adegoke A., Amoah I., Stenstrom T., Verbyla M., Mihelcic J., 2018. Epidemiological evidence and health risks associated with agricultural reuse of partially treated and untreated wastewater: a review. *Frontiers in public health*, Volume 6 - 2018 | <https://doi.org/10.3389/fpubh.2018.00337>
- AFSSA. (2008). Réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage ou l'irrigation, Saisine N°2001-SA-0075. <https://docplayer.fr/50371450-Reutilisation-des-eaux-usees-traitees-pour-l-arrosage-ou-l-irrigation.html>
- Ait-Mouheb N., Mayaux P.L., Mateo-Sagasta J., Hartani T., Molle B.. Water reuse: A resource for Mediterranean agriculture. Elsevier. *Water Resources in the Mediterranean Region*, 2020, [10.1016/b978-0-12-818086-0.00005-4](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818086-0.00005-4). [hal-04563497](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-04563497)
- Andrade, C., Sperling, M., & Manjate, E. (2017). Treatment of septic tank sludge in a vertical flow constructed wetland system. *Engenharia Agrícola*, 37, 811-819. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n4p811-819/2017>
- Angelakis, A.N., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B.E., Tchobanoglous, G., 2018. Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. *Front. Environ. Sci.* 6, 17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026>
- Ansa, E. D. O., Lubberding, H. J., Ampofo, J. A., Amegbe, G. B., & Gijzen, H. J. (2012). Attachment of faecal coliform and macro-invertebrate activity in the removal of faecal coliform in domestic wastewater treatment pond systems. *Ecological Engineering*, 42, 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.018>
- Ansa, E. D. O., Lubberding, H. J., & Gijzen, H. J. (2008). Fecal Coliform Removal In Algal-Based Domestic Wastewater Treatment Systems. 10.
- ANSES, 2015. *Analyse des risques sanitaires liés à la réutilisation d'eaux grises pour des usages domestiques*. Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, saisine n°2011-SA-0112. Maisons-Alfort, 144 p. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2011sa0112Ra.pdf>
- ANSES. (2016). Avis de l'ANSES relatif à une demande d'appui scientifique et technique concernant le projet de cahier des charges digestats agricoles. <https://www.anses.fr/fr/system/files/MFSC2016SA0152.pdf>
- Arrêté du 14 décembre 2023 relatifs aux conditions de production et d'utilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage d'espaces verts. JORF n°0295 du 21 décembre 2023. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000048621230>
- Arrêté du 18 décembre 2023 relatif aux conditions de production et d'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation de cultures. JORF n°0300 du 28 décembre 2023. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000048679665>
- Asano, T. (1998). *Wastewater Reclamation and Reuse*. <https://www.routledge.com/Wastewater-Reclamation-and-Reuse-Water-Quality-Management-Library-Volume/Asano/p/book/9781566766203>
- Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, A. L., & Tsuchihashi, R. (Éds.). (2007). *Water reuse : Issues, technologies, and applications*. McGraw-Hill.
- Austin, A. (2002). HEALTH ASPECTS OF ECOLOGICAL SANITATION. First International Conference on Ecological Sanitation : 5-8 November, 2001, Nanning, China : Conference Report, Proceedings, 11.
- Beaupoil, A., Le Borgne, C., Mucig, C., & Roux, A. (2010). Risques sanitaires liés à la réutilisation d'eaux usées traitées pour l'aéroaspersion des espaces verts (p. 63).
- Berendes, D., Levy, K., Knee, J., Handzel, T. & Hill, V. R. *Ascaris and Escherichia coli inactivation in an ecological sanitation system in Port-au-Prince, Haiti*. PLoS One. 10 (5), e0125336. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125336>
- Berger, W. (2011). Technology review of composting toilets. Basic overview of composting toilets (with or without urine diversion). GIZ. <https://www.susana.org/resources/documents/default/2-878-2-1383-gtz2011-en-technology-review-composting-toilets1.pdf>
- Berland, J.-M. (2014). Traitement des boues d'épuration. Travaux publics et infrastructures. <https://doi.org/10.51257/a-v2-c5221>
- Bodzek, M., Konieczny, K., & Rajca, M. (2019). Archives of Environmental Protection. <https://doi.org/10.24425/AEP.2019.126419>
- Boutin, C. (2008). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT).

- Boutin, C., Héduit, A., & Helmer, J.-M. (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT) (p. 100). ONEMA - Diresction de l'action scientifique et technique.
- Bukhari, Z., Hargy, T. M., Bolton, J. R., Dussert, B., & Clancy, J. L. (1999). Medium-pressure UV for oocyst inactivation. *Journal AWWA*, 91(3), 86-94. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08602.x>
- Buzie-Fru, C. A., Otterpohl, R., & Müller, R. (avec Technische Universität Hamburg-Harburg). (2010). Development of a continuous single chamber vermicomposting toilet with urine diversion for on-site application. *Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Techn. Univ. Hamburg-Harburg*.
- Byappanahalli, M., Nevers, M., Korajkic, A., Staley, Z., & Harwood, V. (2012). Enterococci in the environment. *Microbiol Mol Biol Rev. Microbiology and molecular biology reviews : MMBR*, 76, 685-706. <https://doi.org/10.1128/MMBR.00023-12>
- Cabral, J. P. S. (2010). Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3657-3703. <https://doi.org/10.3390/ijerph7103657>
- Canler J-P., Perret J-M., P. Duchene, Eric E. Cotteux. Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Cemagref Editions, pp.155, 1999, 2-85362-510-9. <hal-02578610>
- Canler, J. P., & Perret, J. M. (2013). La réduction de boues par voie biologique par le procédé MycET - Document de Synthèse -. IRSTEA. <http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae39.pdf>
- Carre, E. (2017). Qualité biologique des eaux usées traitées en vue de la réutilisation. Université de Lyon.
- Causserand, C., Albasi, C., & ROUX de BALMANN, H. (2017). Filtration membranaire (OI, NF, UF, MF)— Applications en traitement des eaux. *Technologies de l'eau*. <https://doi.org/10.51257/a-v2-j2794>
- Cédat, B. (2016). Evaluation du procédé UV/H₂O₂ pour la désinfection et l'élimination des micropolluants en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées en petites stations d'épuration. 202.
- Chahal, C., van den Akker, B., Young, F., Franco, C., Blackbeard, J., & Monis, P. (2016). Pathogen and Particle Associations in Wastewater : Significance and Implications for Treatment and Disinfection Processes. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2016.08.001>
- Chandran, A., Pradhan, S. K., & Heinonen-Tanski, H. (2009). Survival of enteric bacteria and coliphage MS2 in pure human urine. *Journal of Applied Microbiology*, 107(5), 1651–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04353.x>
- Chen, Y., Fu, B., Wang, Y., Jiang, Q., & Liu, H. (2012). Reactor performance and bacterial pathogen removal in response to sludge retention time in a mesophilic anaerobic digester treating sewage sludge. *Bioresource Technology*, 106, 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.093>
- Collivignarelli, M., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S., & Torretta, V. (2017). Overview of the Main Disinfection Processes for Wastewater and Drinking Water Treatment Plants. *Sustainability*, 10(2), 86. <https://doi.org/10.3390/su10010086>
- Craik, S. A., Weldon, D., Finch, G. R., Bolton, J. R., & Belosevic, M. (2001). Inactivation of cryptosporidium parvum oocysts using medium- and low-pressure ultraviolet radiation. *Water Research*, 35(6), 1387-1398. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00399-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00399-7)
- Crini, G., Badot, P.-M., & Morin-Crini, N. (2019). Traitement des eaux par du chitosane : Intérêts et méthodes. *Innovations technologiques*. <https://doi.org/10.51257/a-v2-re126>
- Davies-Colley, R. J., Craggs, R. J., Park, J., Sukias, J. P. S., Nagels, J. W., & Stott, R. (2005). Virus removal in a pilot-scale 'advanced' pond system as indicated by somatic and F-RNA bacteriophages. *Water Science and Technology*, 51(12), 107-110. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0440>
- Decrey, L., Udert, K. M., Tilley, E., Pecson, B. M., & Kohn, T. (2011). Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. *Water Research*, 45(16), 4960-4972. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.042>
- Degrémont. (2023). Mémento Degrémont -Traitement de l'eau—Les oxydants et désinfectants. <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-physico-chimique-en-traitement-de-l-eau/oxydation-et-reduction/les-oxydants-et-desinfectants>
- Delanka-Pedige, H. M. K., Munasinghe-Arachchige, S. P., Zhang, Y., & Nirmalakhandan, N. (2020). Bacteria and virus reduction in secondary treatment : Potential for minimizing post disinfectant demand. *Water Research*, 177, 115802. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115802>
- Dias, D. F. C., Passos, R. G., & von Sperling, M. (2017). A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(3), 517-539. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9433-2>

- Dimmock, N. J., Easton, A. J., & Leppard, K. N. (2016). Introduction to Modern Virology Dimmock Nigel J., Easton Andrew J., Leppard Keith N. Librairie Lavoisier. https://www.lavoisier.fr/livre/medecine/introduction-to-modern-virology-7th-ed/dimmock/descriptif_2650355
- Dortmans, B., Diener, S., Verstappen, B., & Zurbrügg, C. (2017). Black Soldier Fly Biowaste Processing (p. 100). https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/BSF/BSF_Biowaste_Processing_LR.pdf
- Dotro G, Langergraber G, Molle P, Nivala J, Puigagut J, Stein O, von Sperling M. (2017). Treatment wetlands. Biological Wastewater Treatment Series, Volume 7: Treatment Wetlands. IWA publishing, 184p.
- Doyle, M. P., & Erickson, M. C. (2012). Opportunities for mitigating pathogen contamination during on-farm food production. *International Journal of Food Microbiology*, 152(3), 54-74. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2011.02.037>
- Drechsel, P., Scott, C. A., Raschid-Sally, L., Redwood, M., & Bahri, A. (Éds.). (2011). L'irrigation avec des eaux usées et la santé : Évaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu (1re éd.). Presses de l'Université du Québec. <https://doi.org/10.2307/j.ctv18pgj60>
- Durot, M.-A., & Molle, P. (2015). Amélioration du rejet des lagunes d'épuration (p. 62) [Rapport Epnac]. <https://www.epnac.fr/content/download/3751/35166?version=1>
- Eeawag. (2022). eCompendium of Sanitation Technologies in Emergencies. https://www.emersan-compendium.org/images/promo/ecompendium_screen_fr-FR.gif
- Eme, C., & Boutin, C. (2015). Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation. Etude bibliographique (p. 91).
- Eme, C., & Molle, P. (2014). Stockage des Eaux Usées Traitées en vue de leur réutilisation : État de l'art. 75.
- Endale, Y. T., Yirsaw, B. D., & Asfaw, S. L. (2012). Pathogen reduction efficiency of on-site treatment processes in eco-sanitation system. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 30(7), 750-754. <https://doi.org/10.1177/0734242X11432190>
- European Regulation 2020. *Règlement (UE) 2020/741 du Parlement européen et du Conseil du 25 mai 2020 relatif aux exigences minimales applicables à la réutilisation de l'eau* (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Journal officiel de l'Union Européenne du 05 juin 2020. L177/32. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32020R0741>
- Esculier F., 2018. Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques. Sciences de l'environnement. Université Paris Est, 2018. <https://hal.science/view/index/docid/1787854>
- Esrey, S. A., Sweden, & Styrelsen internationellt utvecklingsamarbete. (1998). Ecological sanitation. Sida.
- Falipou, E. (2019). La digestion des boues de station d'épuration : État de l'art et paramètres clés. <https://hal.inrae.fr/hal-02609593/document>
- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H., & Duncan, M. (1983). Sanitation and disease, health aspects of excreta and wastewater management. *World Bank Studies in Water and Sanitation* 3. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/704041468740420118/pdf/multi0page.pdf>
- Fidjeland, J., Nordin, A., Pecson, B. M., Nelson, K. L., & Vinnerås, B. (2015). Modeling the inactivation of ascaris eggs as a function of ammonia concentration and temperature. *Water Research*, 83, 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.030>
- Francy, D. S., Stelzer, E. A., Bushon, R. N., Brady, A. M. G., Williston, A. G., Riddell, K. R., Borchardt, M. A., Spencer, S. K., & Gellner, T. M. (2012). Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research*, 46(13), 4164-4178. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.044>
- Furlong, C., Gibson, W., A.Oak, Savant, S., & Patankar, R. (2015). Faecal sludge treatment by vermifiltration : A proof of concept.
- Gassie, L. W., & Englehardt, J. D. (2017). Advanced oxidation and disinfection processes for onsite net-zero greywater reuse : A review. *Water Research*, 125, 384-399. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.062>
- Godfree, A. (2003). Health constraints on the agricultural recycling of wastewater sludges. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, 281-298. <https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50018-2>

- Goetsch, H. E., Zhao, L., Gnegy, M., Imperiale, M. J., Love, N. G., & Wigginton, K. R. (2018). Fate of the urinary tract virus BK human polyomavirus in source-separated urine. *Applied and Environmental Microbiology*, 84(7), e02374-17. <https://doi.org/10.1128/AEM.02374-17>
- Gomes, J., Matos, A., Gmurek, M., Quinta-Ferreira, R. M., & Martins, R. C. (2019). Ozone and Photocatalytic Processes for Pathogens Removal from Water : A Review. *Catalysts*, 9(1), 46. <https://doi.org/10.3390/catal9010046>
- Gomila, M., Solis, J. J., David, Z., Ramon, C., & Lalucat, J. (2008). Comparative reductions of bacterial indicators, bacteriophage-infecting enteric bacteria and enteroviruses in wastewater tertiary treatments by lagooning and UV-radiation. *Water Science and Technology*, 58(11), 2223-2233. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.584>
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., & Friedler, E. (2015). Greywater Reuse. <https://doi.org/10.1201/b18217>
- Hai, F., Riley, T., Shawkat, S., Magram, S., & Yamamoto, K. (2014). Removal of Pathogens by Membrane Bioreactors : A Review of the Mechanisms, Influencing Factors and Reduction in Chemical Disinfectant Dosing. *Water*, 6(12), 3603-3630. <https://doi.org/10.3390/w6123603>
- Harwood, V. J., Levine, A. D., Scott, T. M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S. R., & Rose, J. B. (2005). Validity of the Indicator Organism Paradigm for Pathogen Reduction in Reclaimed Water and Public Health Protection. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(6), 3163-3170. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.6.3163-3170.2005>
- Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics. https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%201998%20Solids%20Separation%20and%20Pond%20Systems%20For%20the%20Treatment%20of%20Faecal%20Sludges%20in%20the%20Tropics.pdf
- Hellström, D., Johansson, E., & Grennberg, K. (1999). Storage of human urine: Acidification as a method to inhibit decomposition of urea. *Ecological Engineering*, 12(3-4), 253-269. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00074-3)
- Höglund, C., Stenström, T. A., Jönsson, H., & Sundin, A. (1998). Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. *Water Science and Technology*, 38(6), 17-25. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0232>
- IRCWD, 1985. Health Aspects of Nightsoil and Sludge Use in Agriculture and Aquaculture (No. 23), IRCWD News. WHO International Reference Centre for Wastes Disposal, Switzerland
- Jean G., (2018). Conditions pour la mise en place durable d'une filière d'assainissement par toilettes sèches à litière bio-maîtrisée dans les zones rurales des pays en développement. Application au contexte Haïtien. Thèse de Doctorat, INSA de Lyon. <https://theses.fr/api/v1/document/2018LYSEI126>
- Jensen, P.K.; Phuc, P.D.; Konradsen, F.; Klank, L.T.; Dalsgaard, A. Survival of Ascaris Eggs and Hygienic Quality of Human Excreta in Vietnamese Composting Latrines. *Environ. Health* 2009, 8, 57.
- Jimenez, B. (2003). Health risk in aquifer recharge with recycled water, In : R. Aertgeerts and A. Angelakis, eds., State of the Art Report Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water, Chap. 3. WHO. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/83800/WHO_SDE_WSH_03.08.pdf;jsessionid=2FFB500A950330973D563804CDF291C0?sequence=1
- Jimenez, B., Mara, D., Carr, R., & Brissaud, F. (Éds.). (2011). Wastewater Treatment for Pathogen Removal and Nutrient Conservation : Suitable systems for use in developing countries. In *Wastewater Irrigation and Health* (0 éd., p. 175-196). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849774666-19>
- Jiménez-Cisneros, B., & Chávez-Mejía, A. (1997). Treatment of Mexico City Wastewater for Irrigation Purposes. *Environmental Technology*, 18(7), 721-729. <https://doi.org/10.1080/09593331808616590>
- Juanico, M., & Milstein, A. (2004). Semi-intensive treatment plants for wastewater reuse in irrigation. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 50, 55-60. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0088>
- Juanico, M., & Shelef, G. (1994). Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, 28(1), 175-186. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90132-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90132-5)
- Juery, C. (2003). Document Techniques FNDAE N°2 : Définition des caractéristiques techniques de fonctionnement et domaine d'emploi des appareils de désinfection. 58.

- Kamizoulis, G. (2008). Setting health based targets for water reuse (in agriculture). 10. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.08.026>
- Kantachote, D., Dangtago, K., & Siriwong, C. (2009). Treatment efficiency in wastewater treatment plant of Hat Yai Municipality by quantitative removal of microbial indicators. 10.
- Kengne, I., Dodane, P.-H., Akoa, A., & Koné, D. (2009). Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2008.05.068>
- Keraïta, B., Drechsel, P., Klutse, A., & Cofie, O. (2014). On-farm treatment options for wastewater, greywater and fecal sludge with special reference to West Africa. International Water Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE). <https://doi.org/10.5337/2014.203>
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A., Koné, D., Montangero, A., Heïss, U., & Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate : Lessons learnt from seven years of operation. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 51, 119-126. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0301>
- Kott, Y., Ben-Ari, H., & Betzer, N. (1978). Lagooned, secondary effluents as water source for extended agricultural purposes. *Water Research*, 12(12), 1101-1106. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(78\)90056-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(78)90056-8)
- Kouawa, T. (2016). Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano-sahélien. Université de strasbourg, ENGEES, 2iE.
- Kristian Stevik, T., Kari Aa, Ausland, G., & Fredrik Hanssen, J. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media : A review. *Water Research*, 38(6), 1355-1367. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.024>
- Landa, H., Capella, A., & Jimenez, B. (1997). Particle size distribution in an effluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration. *Water Science and Technology*, 36(4). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00435-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00435-6)
- Latrach, L., Ouazzani, N., Hejjaj, A., Mahi, M., Masunaga, T., & Mandi, L. (2018). Two-stage vertical flow multi-soil-layering (MSL) technology for efficient removal of coliforms and human pathogens from domestic wastewater in rural areas under arid climate. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(1), 64-80. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.004>
- Latune, R. L., & Molle, P. (2017). Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée (p. 75). AFB. <https://hal.inrae.fr/hal-02606940>
- Lazarova, V., Janex, M. L., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I., & Pommepuy, M. (1998). Advanced Wastewater disinfection technologies : Short and long term efficiency.
- Leong, L. Y. C. (1983). Removal and Inactivation of Viruses by Treatment Processes for Potable Water and Wastewater – A Review. *Water Science and Technology*, 15(5), 91-114. <https://doi.org/10.2166/wst.1983.0043>
- Lorine, D. (2021). Impact de la méthanisation agricole mésophile voie liquide sur le devenir de Clostridia pathogènes et de gènes de résistance aux antibiotiques.
- Lucena, F., Duran, A. E., Morón, A., Calderón, E., Campos, C., Gantzer, C., Skrabber, S., & Jofre, J. (2004). Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal of Applied Microbiology*, 97(5), 1069-1076. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02397.x>
- Magri, M. E., Philippi, L. S., & Vinnerås, B. (2013). Inactivation of Pathogens in Feces by Desiccation and Urea Treatment for Application in Urine-Diverting Dry Toilets. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(7), 2156-2163. <https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12>
- Maïga, Y., Moyenga, D., Ushijima, K., Sou, M., & Maïga, A. H. (2014). Greywater Characteristics In Rural Areas of the Sahelian Region for Reuse Purposes : The Case of Burkina Faso. *Revue Des Sciences de l'eau*, 27(1), 39-54. <https://doi.org/10.7202/1021981ar>
- Maïga, Y., Wethe, J., Denyigba, K., & Ouattara, A. S. (2009). The impact of pond depth and environmental conditions on sunlight inactivation of Escherichia coli and enterococci in wastewater in a warm climate. *Canadian Journal of Microbiology*, 55(12), 1364-1374. <https://doi.org/10.1139/W09-104>
- Maillet, R., Mèche, P., Azimi, S., & Rocher, V. (2020). Comportement des pathogènes sur les filières de traitement des eaux du SIAAP et évaluation de leur potentiel de réutilisation. 99ème congrès de l'Astee, session 20 « réutiliser les eaux usées traitées », Lyon.
- Mansoor, A. (2004). Sustainable composting : Case studies and guidelines for developing countries.

- WEDC. <http://www.lboro.ac.uk/wedc/>
- Mara, D.D. (1984). The design of ventilated improved pit latrine. PNUD IRBD / The World Bank.
- Mara, D.D. (1985). The design of Pour-Flush-Latrine. PNUD IRBD / The World Bank.
- Mara, D. D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. Earthscan Publications.
- Mara, D. D., & Pearson, H. (1998). Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries (Lagoon Technology International Ltd.).
- Marti, E., Monclús, H., Jofre, J., Rodriguez-Roda, I., Comas, J., & Balcázar, J. L. (2011). Removal of microbial indicators from municipal wastewater by a membrane bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*, 102(8), 5004-5009. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.068>
- Martin, T. M. P., Esculier, F., Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). Human urine-based fertilizers : A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(6), 890-936. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1838214>
- Maya, C., Beltrán, N., Jiménez, B., & Bonilla-Lemus, P. (2021). Evaluation of the UV disinfection process in bacteria and amphizoic amoebae inactivation. *Water Science & Technology Water Supply*, 3, 285-291.
- Metcalfe & Eddy. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th Edition, McGraw-Hill, New York, 2014, 2048p.
- Molle, P., J. Vincent, S. Troesch, G. Malamaire (2013). Lit de séchage de boues plantés de roseaux pour le traitement des boues et des matières de vidanges. Guide de dimensionnement et de gestion. Guide ONEMA. 82 p. https://www.epnac.fr/media/files/boues/lits-de-sechage-plantés-de-roseaux/informations-diverses-sur-les-boues/guide_lspr_final
- Moles, J. (2007). Eaux de distribution—Désinfection. *Technologies de l'eau*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-w5500>
- Monvois, J., Gabert, J., Frenoux, C., & Guillaume, M. (2010). Guide méthodologique : Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide. Stratégies Municipales Concertées (SMC) et programme Solidarité Eau (pS-Eau).
- Morgan, P. (2007). Ecosan at low cost with the potential for upgrading. *Waterlines* 26 (2), 6–7.
- Morgan, P. (2007). Toilets That Make Compost: Low-cost, Sanitary Toilets that Produce Valuable Compost for Crops in an African Context. EcoSanRes Programme, Practical Action Publishing Stockholm.
- Moulia V., Ait-Mouheeb N., Lesage G., Hamelin J., Wery N., et al.. Soil Microbial Community and Pathogens Variation during Lettuces Drip Irrigation by Raw And Reclaimed Wastewaters. *13th IWA International Conference On Water Reclamation and Reuse*, IWA, Jan 2023, Chennai (India), India. hal-03950223
- Murray, C. J., Ikuta, K. S., Sharara, F., Swetschinski, L., Robles Aguilar, G., Gray, A., Han, C., Bisignano, C., Rao, P., Wool, E., Johnson, S. C., Browne, A. J., Chipeta, M. G., Fell, F., Hackett, S., Haines-Woodhouse, G., Kashef Hamadani, B. H., Kumaran, E. A. P., McManigal, B., ... Naghavi, M. (2022). Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019 : A systematic analysis. *The Lancet*, 399(10325), 629-655. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)02724-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)02724-0)
- National Research Council (US) Committee on Indicators for Waterborne. (2004). Ecology and Evolution of Waterborne Pathogens and Indicator Organisms Pathogens. In *Indicators for Waterborne Pathogens*. National Academies Press (US). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK215661/>
- Nelson, K., Jiménez, B., Tchobanoglous, G., & Darby, J. (2004). Sludge Accumulation, Characteristics, and Pathogen Inactivation in Four Primary Waste Stabilization Ponds in Central Mexico. *Water research*, 38, 111-127. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.09.013>
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2019). Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 658, 1500-1513. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165>
- Nkurunziza, T., Nduwayezu, J. B., Banadda, E. N., & Nhapi, I. (2009). The effect of turbidity levels and Moringa oleifera concentration on the effectiveness of coagulation in water treatment. *Water Science and Technology*, 59(8), 1551-1558. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.155>
- Noble, R., & Roberts, S. J. (2004). Eradication of plant pathogens and nematodes during composting : A review. *Plant Pathology*, 53(5), 548-568. <https://doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.01059.x>
- Nordin, A. (2010). Ammonia sanitisation of human excreta [Doctoral dissertation]. Swedish University of Agricultural Science. https://pub.epsilon.slu.se/2361/1/nordin_a_101005.pdf
- Nordin, A., Nyberg, K., & Vinnerås, B. (2009). Inactivation of Ascaris Eggs in Source-Separated Urine and

- Feces by Ammonia at Ambient Temperatures. *Applied and environmental microbiology*, 75, 662-667. <https://doi.org/10.1128/AEM.01250-08>
- NRMMC, EPHC, AHMC, 2006. National guidelines for water recycling: managing health and environmental risks (phase 1). Environment Protection and Heritage Council, Adelaide. 415p
- NWQMS. (2006). Australian Guidelines For Water Recycling : Managing Health and Environmental Risks. <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/water-recycling-guidelines-full-21.pdf>
- OCAPI, 2022. Utiliser l'urine humaine en agriculture. Fiches pratiques. https://www.lesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2023/06/fiches_urine_agriculture_OCAPI-e%CC%81cran_juin_23.pdf
- OMS, 1973. *Reuse of effluents : methods of wastewater treatment and health safeguards* - Report of a WHO Meeting of Experts (No. 517), Technical report series. World Health Organization, Geneva.
- OMS, 1989. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture* (Technical Report Series No. 778). World Health Organization, Geneva.
- OMS, 2006. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater : Volume II – Wastewater use in agriculture*. World Health Organization, United Nations Environment Programme. Geneva.
- OMS. (2012a). Directives OMS pour l'utilisation sans risques des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume 1 : Considérations d'ordre politique et réglementaire.
- OMS. (2012b). Directives OMS pour l'utilisation sans risques des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume 4 : Utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture.
- Oragui, J. I., Curtis, T. P., Silva, S. A., & Mara, D. D. (1987). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*. <https://eprints.ncl.ac.uk>
- Peasey, A. (2000). Health Aspects of Dry Sanitation with Waste Reuse (WELL / WEDC).
- Pecson, B. M., Barrios, J. A., Jimenez, B., & Nelson, K. L. (2007). The effect of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of ascaris eggs in sewage sludge. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.040>
- Pérez, M. E. G. (2014). Sanitising faecal sludge with ammonia (from urea) in the context of emergency situations.
- Pierzo, V., Delattre J.-M. (2000). Etat de l'Art sur l'Efficacité des Traitements Tertiaires de Désinfection des Eaux Résiduelles. Institut Pasteur de Lille. Rapport de l'Agence de l'Eau Artois Picardie. 105p. [https://consultation.eau-artois-picardie.fr/OAI_Docs/aegis/1640/B_10328_\(2.48Mo\).pdf](https://consultation.eau-artois-picardie.fr/OAI_Docs/aegis/1640/B_10328_(2.48Mo).pdf)
- Pourcher A.M., Druilhe C. Impact de la digestion anaérobie sur les pathogènes : revue bibliographique. *Journée Recherche et Innovation Biogaz Méthanisation, JRI*, Feb 2016, Limoges, France. pp.1. hal-02603630
- Rieck, C., Von Münch, E., & Hoffman, H. (2012). Technology Review of Urine-diverting dry toilets (UDDTs). Overview of design, operation, management and costs. GIZ. <https://www.oxfamwash.org/sanitation/uddts/technologyreviewofuddts18-june-2013-komplett.pdf>
- Rodriguez-Chueca, J., Ormad, M. P., Mosteo, R., Sarasa, J., & Ovelleiro, J. L. (2015). Conventional and advanced oxidation processes used in disinfection of treated urban wastewater.
- Rose, C., Parker, A., Jefferson, B., & Cartmell, E. (2015). The Characterization of Feces and Urine : A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(17), 1827-1879. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>
- Rose, J. B., Dickson, L. J., Farrah, S. R., & Carnahan, R. P. (1996). Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research*, 30(11), 2785-2797. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00188-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00188-1)
- Russo, R. E. (Éd.). (2008). *Wetlands : Ecology, conservation and restoration*. Nova Science Publishers.
- Samineni, L., Xiong, B., Chowdhury, R., Pei, A., Kuehster, L., Wang, H., Dickey, R., Soto, P. E., Massenburg, L., Nguyen, T. H., Maranas, C., Velegol, D., Kumar, M., & Velegol, S. (2019). 7 Log Virus Removal in a Simple Functionalized Sand Filter. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12706-12714. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03734>
- Sanguinetti, G. S., Tortul, C., García, M. C., Ferrer, V., Montangero, A., & Strauss, M. (2005). Investigating helminth eggs and Salmonella sp. In stabilization ponds treating septage. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 51(12), 239-247.

- Sapana, M., chonde, S., & Raut, P. D. (2012). Use of Moringa Oleifera (Drumstick) seed as Natural Absorbent and an Antimicrobial agent for Ground water Treatment. https://www.researchgate.net/publication/256194628_Use_of_Moringa_Oleifera_Drumstick_seed_as_Natural_Absorbent_and_an_Antimicrobial_agent_for_Ground_water_Treatment
- Schaik, A. van, Prosser, J., & Graham, D. (2016). The Suitability of Using Vermicomposting for the Stabilization of Septic Tank Waste. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 7(5). <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000368>
- Schertenleib, A. (2014). Inactivation of pathogens in urine nitrification reactors [Master's Thesis]. Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne. <http://infoscience.epfl.ch/record/197923>
- Schönning, C., Stenstrom, T. A., Stockholm Environment Institute, & EcoSanRes Programme. (2004). Guidelines for the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems. Stockholm Environment Institute.
- Seeger, E. M., Braeckvelt, M., Reiche, N., Müller, J. A., & Kästner, M. (2016). Removal of pathogen indicators from secondary effluent using slow sand filtration : Optimization approaches. *Ecological Engineering*, 95, 635-644. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.068>
- Senecal, J., Nordin, A., Simha, P., & Vinnerås, B. (2018). Hygiene aspect of treating human urine by alkaline dehydration. *Water Research*, 144, 474–481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.030>
- Sharma, S., Datta, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Prasad, R. K., Das, B., & . V. (2020). Isolation and Characterization of Lytic Bacteriophages from Wastewater and its Application in Pathogen Reduction. *Defence Life Science Journal*, 5(2), 80-86. <https://doi.org/10.14429/dlsj.5.15599>
- Shin, G., Linden, K., & Sobsey, M. (2000, mars 15). Comparative inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and coliphage MS2 by monochromatic UV irradiation. *Disinfection 2000: Disinfection of Wastes in the New Millenium*, New Orleans, LA., USA.
- Shuval, H., Lampert, Y., Fattal, B., 1997. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology, Health-Related Water Microbiology* 1996 35, 15–20. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0703>
- Silveira, F. M. R., Baptista, A. T. A., Dutra, T. V., de Abreu Filho, B. A., Gomes, R. G., & Bergamasco, R. (2020). Application of Moringa oleifera Lam. Fractionated proteins for inactivation of *Escherichia coli* from water. *Water Science and Technology*, 81(2), 265-273. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.094>
- Sinclair, R. G. (2010). Wastewater Irrigation and Health : Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries. *International Journal of Water Resources Development*, 26(4), 704-709. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.519538>
- Singh, A., Karmegam, N., Singh, G. S., Bhadauria, T., Chang, S. W., Awasthi, M. K., Sudhakar, S., Arunachalam, K. D., Biruntha, M., & Ravindran, B. (2020). Earthworms and vermicompost : An eco-friendly approach for repaying nature's debt. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(6), 1617-1642. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00510-4>
- Snowdon, J. A., Cliver, D. O., & Converse, J. C. (1989). Land disposal of mixed human and animal wastes : A review. *Waste Management & Research*, 7(2), 121-134. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(89\)90057-8](https://doi.org/10.1016/0734-242X(89)90057-8)
- Sommer, R., Haider, T., Cabaj, A., Pribil, W., & Lhotsky, M. (1998). Time dose reciprocity in UV disinfection of water. *Water Science and Technology*, 38(12), 145-150. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00816-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00816-6)
- Spector, M. P., & Kenyon, W. J. (2012). Resistance and survival strategies of *Salmonella enterica* to environmental stresses. *Food Research International*, 45(2), 455-481. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2011.06.056>
- Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S., & Jefferson, B. (2007). Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. <https://doi.org/10.2166/9781780402147>
- Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (2014). Gestion des boues de vidange, Approche intégrée pour la mise en oeuvre et l'exploitation. (Vol. 17). IWA Publishing, édition française 2018. <https://iwaponline.com/ebooks/book/712/>
- Suez. (2023). Memento Degremont—Traitement de l'eau—Les oxydants et désinfectants. <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-physico-chimique-en-traitement-de-l-eau/oxydation-et-reduction/les-oxydants-et-desinfectants>
- Taylor, K. (2018). Le Traitement des boues de vidange : Un guide pour les pays à revenus faibles et intermédiaires (Edition française 2020). Practical Action Publishing.

- <https://doi.org/10.3362/9781788530828>
- Templeton, M. R., Andrews, R. C., & Hofmann, R. (2008). Particle-Associated Viruses in Water : Impacts on Disinfection Processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38(3), 137-164. <https://doi.org/10.1080/10643380601174764>
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R., & Zurbrugg, C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Deuxième édition (en anglais, 2014), édition française 2016.
- Udert, K. M., Larsen, T. A., & Gujer, W. (2006). Fate of major compounds in source-separated urine. *Water Science and Technology*, 54(11–12), 413–420. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.921>
- UN WWDR, 2024. *Water for prosperity and peace*. The United Nations Water Development Report 2024. Paris, 174 p. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000388948>
- UNWater, (2025). Progrès réalisés dans le domaine de l'assainissement (cible 6.2 des ODD), site consulté le 22/04/2025 : <https://www.sdg6data.org/fr/indicator/6.2.1a>
- US EPA, 2012. *Guidelines for Water Reuse*. United State Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US-EPA. (2019). *Guidelines for Human Exposure Assessment Risk Assessment*. 223.
- Verbyla, M. E., & Mihelcic, J. R. (2015). A review of virus removal in wastewater treatment pond systems. *Water Research*, 71, 107-124. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.031>
- Vinnerås, B., Björklund, A., & Jönsson, H. (2003). Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method—laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, 88(1), 47-54. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00268-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00268-7)
- Vinnerås, B., Nordin, A., Niwagaba, C., & Nyberg, K. (2008). Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. *Water Research*, 42(15), 4067-4074. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.014>
- Virgin, H. W. (2014). The Virome in Mammalian Physiology and Disease. *Cell*, 157(1), 142-150. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2014.02.032>
- Von Sperling, M., Chernicharo, L., & Augusto, C. (2006). *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. Vol. 1 (Repr, Vol. 1). IWA [u.a.].
- Wagenmaker, T., & Case, R. (2015). *Disinfection Alternatives for Water and Wastewater*.
- Warsinger, D. M., Chakraborty, S., Tow, E. W., Plumlee, M. H., Bellona, C., Loutatidou, S., Karimi, L., Mikelonis, A. M., Achilli, A., Ghassemi, A., Padhye, L. P., Snyder, S. A., Curcio, S., Vecitis, C. D., Arafat, H. A., & Lienhard, J. H. (2018). A review of polymeric membranes and processes for potable water reuse. *Progress in Polymer Science*, 81, 209-237. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2018.01.004>
- Wichuk, K. M., & McCartney, D. (2007). A review of the effectiveness of current time–temperature regulations on pathogen inactivation during composting. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(5), 573-586. <https://doi.org/10.1139/S07-011>
- World Aquatics, 2024. *Competition regulations*. In force as from 1 January 2024. 363 p.
- Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., & Huang, X. (2019). Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications : A critical review. *Bioresource Technology*, 271, 473-481. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061>
- Yang, J., Monnot, M., Ercolei, L., & Moulin, P. (2020). *Membrane-Based Processes Used in Municipal Wastewater Treatment for Water Reuse : State-Of-The-Art and Performance Analysis*. *Membranes*, 10(6), 131. <https://doi.org/10.3390/membranes10060131>



Centre Center Lyon-Grenoble - Auvergne-Rhône-Alpes
Adresse à préciser

Rejoignez-nous sur :



<https://www.inrae.fr/centres/lyon-grenoble-auvergne-rhone-alpes>

