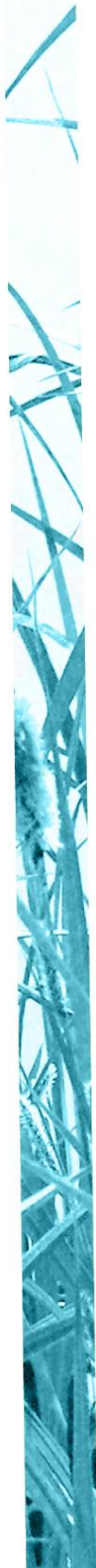


Programmation 2013-2015 – ACV du système d'assainissement - Action 39



Prise en compte des pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées

Statut du document : Rapport d'étape version finale

Laureline Catel

Philippe Roux

Août 2016

- **AUTEURS**

Laureline CATEL (1), ingénieur, laureline.catel@irstea.fr

Philippe ROUX (1), ingénieur, philippe.roux@irstea.fr

(1) Irstea - Centre de Montpellier, UMR ITAP, pôle ELSA
361 rue J-F Breton, 34196 Montpellier

- **CORRESPONDANTS**

ONEMA :

Alice REUILLON, alice.reuillon@onema.fr

Irstea :

Philippe ROUX, Irstea Montpellier, UMR ITAP, pôle ELSA, philippe.roux@irstea.fr

Droits d'usage : libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : public ONEMA-Irstea et COPIL

	<p style="text-align: center;">Prise en compte des pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées</p> <p style="text-align: center;">Rapport d'étape</p> <p style="text-align: center;">Laureline Catel, Philippe Roux</p>	
---	---	---

- **PRISE EN COMPTE DES PATHOGENES DANS L'ACV DU TRAITEMENT DES EAUX USEES**

- **RESUME**

Les impacts potentiels des pathogènes contenus dans les eaux usées ne sont actuellement pas inclus dans les analyses du cycle de vie (ACV) des systèmes d'assainissement, ni en ACV de manière générale, en raison de l'absence de facteurs de caractérisation. Les publications de (Harder et al. 2014) et de (Heimersson et al. 2014) forment à ce jour l'étude la plus complète concernant l'estimation (quantitative) du risque lié aux pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées. Nous avons analysé cette étude dans le but de construire et d'inclure un indicateur de risque « pathogènes » dans le logiciel ACV4E, logiciel simplifié d'ACV appliquée aux systèmes d'assainissement. Nous proposons une méthode permettant de calculer le risque « pathogènes » total pour une station d'épuration en fonction de quelques paramètres entrés par l'utilisateur.

- **MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)**

Analyse du cycle de vie, traitement des eaux usées, pathogènes

	<p>Prise en compte des pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées</p> <p>Rapport d'étape</p> <p>Laureline Catel, Philippe Roux</p>	
---	--	---

- **INCLUDING PATHOGENS RISK IN LCA OF WASTEWATER TREATMENT**

- **ABSTRACT**

Potential impacts related to pathogens found in wastewater are not currently included in LCA (Life Cycle Assessment) of wastewater systems (and generally neither in LCA) because of a lack of characterization factors. (Harder et al. 2014) and (Heimersson et al. 2014) publications are to date the most comprehensive studies about estimating (quantitatively) pathogen risk in LCA of wastewater treatment. We analyzed these studies in order to create and include pathogen risk into the ACV4E software, which is simplified software for LCA applied to wastewater systems. We propose a method to calculate the total pathogen risk for a WWTP based on several parameters entered by the user.

- **KEY WORDS (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA)**

Life cycle assessment, wastewater treatment, pathogens risk

 ONEMA Office national de l'eau et des milieux aquatiques	Prise en compte des pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées Rapport d'étape Laureline Catel, Philippe Roux	
---	--	---

- **AVERTISSEMENT**

Ce rapport est un complément au rapport intitulé « Analyse, limites et perspectives de la prise en compte des micropolluants dans l'ACV du traitement des eaux usées » (mise à jour de mars 2016) correspondant au livrable du volet 3 de l'action 39. Ce dernier aborde rapidement la question des pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées, question qui a été approfondie et qui fait l'objet du présent rapport. Pour plus d'informations sur le contexte de réalisation, se reporter au rapport cité ci-dessus.

- **SOMMAIRE**

Sigles & Abréviations	7
Table des illustrations	8
1. Introduction.....	9
2. Analyse des avancées récentes : (Harder et al. 2014) et (Heimersson et al. 2014)....	9
2.1. Partie 1 (Harder et al. 2014).....	10
2.1.1. Contexte et objectifs.....	10
2.1.2. Matériel et méthode.....	10
2.1.3. Résultats et discussion.....	11
2.2. Partie 2 (Heimersson et al. 2014).....	12
2.2.1. Objectif, matériel et méthode	12
2.2.2. Résultats et discussion.....	12
3. Faisabilité de l'utilisation des résultats de (Harder et al. 2014) pour le logiciel ACV4E	14
3.1. Contraintes de modélisation	14
3.1.1. Homogénéité des données	14
3.1.2. Homogénéité du périmètre de prise en compte des polluants des eaux usées. 14	
3.2. Analyse des données disponibles dans la publication de (Harder et al. 2014)16	
3.2.1. Résultats : le risque associé aux pathogènes	16
3.2.2. Regroupement des contributions au risque total.....	18
4. Efficacité des différentes filières de traitement vis-à-vis des pathogènes : analyse des	
données disponibles.....	20
5. Propositions pour le logiciel ACV4E	21
6. Détails des calculs du risque « pathogènes »	23
6.1. Calcul du risque pour la filière eau	23
6.2. Calcul du risque pour la filière boues.....	25
7. Exemple d'application.....	27
8. Conclusion	28
9. Références	29
10. Annexes.....	31

Sigles & Abréviations

ACV : Analyse du Cycle de Vie

CTO : Composé Trace Organique

DALY : Disability-Adjusted Life Years

DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène 5 jours

EH : Equivalent-Habitant

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

ILCD : The International Reference Life Cycle Data System

IWA : International Water Association

PIB : Produit Intérieur Brut

QMRA : Quantitative Microbial Risk Assessment

RP : Risque associé aux pathogènes

STEP : Station d'épuration

UFC : Unité Formant Colonie

UFP : Unité Formant Plage

Table des illustrations

• Figures

Figure 1. Illustration de la méthode de (Harder et al. 2014).....	11
Figure 2. Evaluation du RP pour les deux scénarios étudiés (A : épandage ; B : incinération). Source : (Heimersson et al. 2014)	13
Figure 3. Voies d'exposition prises en compte pour l'estimation du RP. Les flèches pleines représentent les voies de transport et les lignes pointillées représentent les voies d'exposition. Les boîtes grises représentent les compartiments environnementaux. Les boîtes blanches représentent les sources d'exposition, et les codes à côté des boîtes blanches représentent les identifiants des voies d'exposition. Source : (Harder et al. 2014)	15
Figure 4. Contribution des voies d'exposition au RP total.	17
Figure 5. Parts des risques concernant la phase d'opération et le devenir des pathogènes dans le RP total.....	18
Figure 6. Parts des risques concernant la filière eau et la filière boues dans le RP total.....	19
Figure 7. Amplitudes des valeurs de risque pour les voies d'exposition les plus contributrices au risque total. 1 : Min, 2 : Mean, 3 : Max.	20
Figure 8. Contributions des différents impacts au dommage total sur la santé humaine, pour un exemple de STEP	28
Figure 9. Calcul du RP en DALY. Source : QMRAWiki.....	31
Figure 10. Regroupement des voies d'exposition. En bleu : pendant la phase d'opération, en rouge : devenir des pathogènes.	32
Figure 11. Regroupement des voies d'exposition. En bleu : filière eau, en rouge : filière boues.	32

• Tableaux

Tableau 1. Position des polluants par rapport aux critères nécessaires à leur prise en compte en ACV	9
Tableau 2. Périmètres de la prise en compte des polluants respectivement dans ACV4E et dans l'étude de (Harder et al. 2014).....	15
Tableau 3. Composition microbiologique d'une eau usée urbaine classique (Asano et al. 2007)	20
Tableau 4. Siccité des boues finales des STEP de la base de données d'ACV4E.....	26
Tableau 5. Efficacités épuratoires des traitements primaires vis-à-vis des pathogènes.....	33
Tableau 6. Efficacités épuratoires des traitements secondaires vis-à-vis des pathogènes (1/2).....	34
Tableau 7. Efficacités épuratoires des traitements secondaires vis-à-vis des pathogènes (2/2).....	35
Tableau 8. Efficacités épuratoires des traitements tertiaires vis-à-vis des pathogènes (1/2)	35
Tableau 9. Efficacités épuratoires des traitements tertiaires vis-à-vis des pathogènes (2/2)	36
Tableau 10. Efficacités épuratoires des traitements des boues vis-à-vis des pathogènes	37
Tableau 11. Abattements retenus pour les filières disponibles dans ACV4E	40

1. Introduction

Un enjeu important de l'analyse du cycle de vie (ACV) du traitement des eaux usées est de connaître le devenir des polluants contenus dans ces eaux et de pouvoir estimer leurs impacts sur l'environnement. Pour pouvoir être étudiés dans le cadre de l'ACV, ces polluants doivent donc répondre à deux critères : tout d'abord être mesurés en entrée et en sortie de station d'épuration (STEP) afin de connaître les flux émis dans l'environnement, mais aussi disposer de facteurs de caractérisation dans les méthodes d'impacts utilisées en ACV. Comme le montre le Tableau 1, ces deux critères sont réunis pour les polluants classiques (DBO₅ et nutriments) et pour de plus en plus de micropolluants, mais pas pour les pathogènes. En effet, bien que le suivi de certains pathogènes soit réalisés¹, les impacts potentiels des pathogènes sur la santé humaine ne sont pas encore inclus dans les méthodes d'ACV, en raison de verrous méthodologiques. Jusqu'à récemment, seuls (Aramaki et al. 2006) et (Larsen et al. 2009) avaient travaillé sur ce sujet, mais ces études sont incomplètes et peu exploitables. Aujourd'hui, une nouvelle étude est disponible : (Harder et al. 2014) ont quantifié le risque associé aux pathogènes dans le cadre de l'ACV d'une station d'épuration, en couvrant plus de pathogènes et de voies d'exposition que dans les travaux précédents. Dans le présent rapport nous analyserons cette nouvelle étude dans le but de trouver des solutions pour inclure le risque « pathogènes » (noté RP dans la suite du rapport) dans le logiciel ACV4E².

Tableau 1. Position des polluants par rapport aux critères nécessaires à leur prise en compte en ACV

<i>Polluants</i>	<i>Mesurés en STEP</i>	<i>Existence de facteurs de caractérisation d'ACV</i>
DBO ₅	Oui	Oui
Nitrate	Oui	Oui
Phosphate	Oui	Oui
Autres nutriments	Oui	Oui
Micropolluants	En partie	En partie
Pathogènes	En partie	Non

2. Analyse des avancées récentes : (Harder et al. 2014) et (Heimersson et al. 2014)

Ces deux publications sont les parties 1 et 2 d'une même étude (selon le schéma « développement d'un modèle/application sur un cas d'étude »). Par la suite, elles seront communément nommées par « l'étude ».

¹ Dans le cas de STEP dont le milieu récepteur des rejets est utilisé pour des usages de pêche, récréatifs et notamment de baignade, etc.

² Logiciel d'ACV appliquée aux systèmes d'assainissement et développé par Irstea dans le cadre d'une convention avec l'ONEMA.

2.1. Partie 1 (Harder et al. 2014)

2.1.1. Contexte et objectifs

La partie 1 a pour but d'estimer quantitativement le risque lié aux pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées. Cette étude est similaire à deux études précédentes qui ont essayé d'estimer ce risque, mais elle inclut sensiblement plus de pathogènes et de voies d'exposition.

Afin d'estimer le RP, l'étude s'appuie sur la méthode QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment), méthode communément utilisée pour évaluer le risque associé aux pathogènes sur un site spécifique. Cette méthode comporte quatre phases (QMRAwiki 2015) :

1. Identification du danger : pathogènes concernés, maladies associées et voies de transmission.
2. Evaluation de l'exposition : population affectée, voies d'exposition, transport et devenir des pathogènes, fréquence et durée de l'exposition, doses ingérées durant l'exposition.
3. Analyse de la relation « dose-réponse » : probabilité d'infection en fonction de la dose ingérée.
4. Caractérisation du risque : intégration des trois étapes précédente dans un modèle afin de calculer le risque, son incertitude et sa variabilité. Les résultats vont ensuite permettre d'identifier et de mettre en place des stratégies de gestion du risque sanitaire sur le site concerné.

Les résultats d'une étude QMRA sont des probabilités d'infection ou de contracter une maladie, pour chaque combinaison d'un pathogène et d'une voie d'exposition. Cependant, obtenir un risque cumulé faciliterait grandement la comparaison de ce risque aux autres impacts potentiels sur la santé humaine évalués en ACV. Certaines études QMRA expriment les résultats en DALY³, qui est une unité utilisée en ACV pour exprimer les dommages potentiels sur la santé humaine et qui permet de pondérer plusieurs impacts. Cette unité permet aussi d'aller au bout du mécanisme (c'est-à-dire de passer d'une probabilité d'infection jusqu'à des jours de vie perdus) et donc d'avoir une meilleure perception du risque. Cependant exprimer le risque en DALY nécessite de disposer de données concernant les symptômes des maladies (probabilité, durée, gravité). Or ces données existent uniquement pour quelques pathogènes, sont très incertaines et leur variabilité selon les cas est encore mal connue (Pettersen et al. 2006). Aucune étude QMRA relative à la gestion des eaux usées et des boues d'épuration n'a utilisé cette unité jusqu'à présent (Harder et al. 2014). Pour plus de détails sur le calcul des DALY, voir l'Annexe 1.

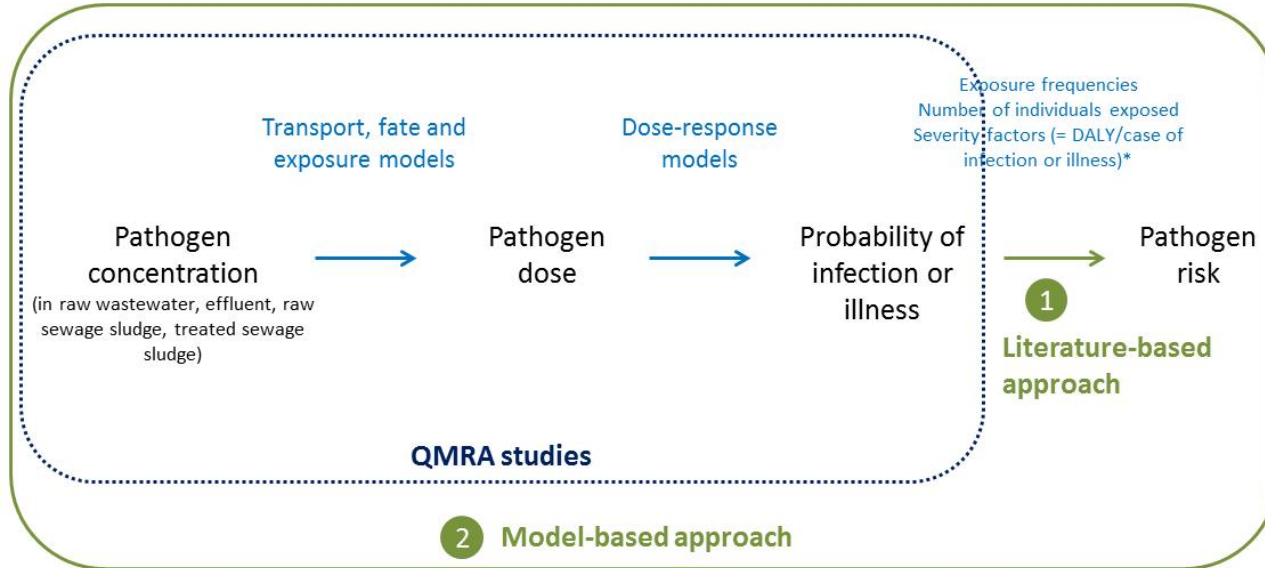
2.1.2. Matériel et méthode

Une STEP modèle a été choisie pour cette étude : il s'agit d'une STEP avec traitement primaire, secondaire (boues activées avec nitrification-dénitrification et traitement physico-chimique du phosphore) et tertiaire (zone humide artificielle). Les boues d'épuration sont traitées par digestion anaérobie puis épandues. La STEP est dimensionnée pour 28 600 EH.

Deux approches ont été appliquées pour estimer le RP sur ce cas d'étude :

³ Disability-adjusted life years : nombre d'années de vie perdues et nombre d'années de vie vécues avec un handicap. Concept développé par l'Organisation Mondiale de la Santé.

1. Une approche basée sur la littérature : les risques évalués dans cinq études QMRA existantes ont été convertis en DALY en utilisant les données du cas d'étude (voir



2. Figure 1).
3. Une approche basé sur la modélisation : un modèle QMRA a été construit à partir de modèles et de paramètres issus de la littérature.

Les résultats de ces deux approches ont ensuite été combinés afin de couvrir le maximum de combinaisons de pathogènes et de voies d'exposition. Il en résulte un risque global pour le modèle étudié.

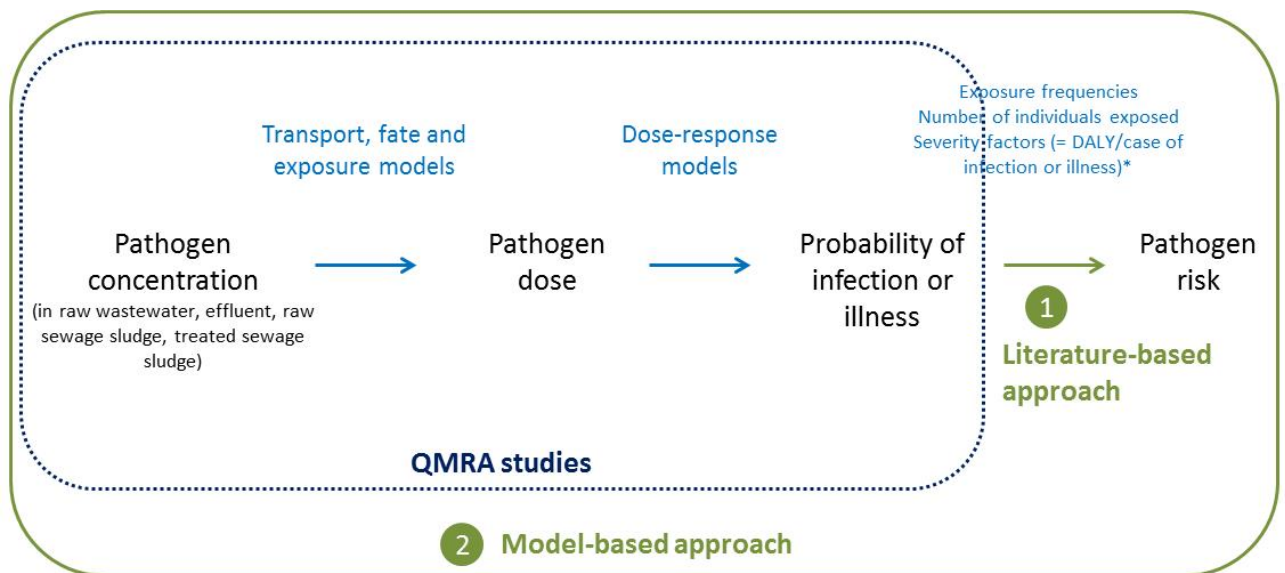


Figure 1. Illustration de la méthode de (Harder et al. 2014)

2.1.3. Résultats et discussion

Le RP total s'étend de 0,2 à 9 DALY/an (min, max) pour 28 600 EH raccordées à la STEP.

Naturellement l'étude a des limites, notamment le fait que les résultats ne sont valables que pour la STEP modèle étudiée. Dans une autre configuration, la nature des pathogènes et les voies d'impacts seraient différentes. De plus comme dans toute étude, des sources d'incertitudes viennent nuancer les résultats : manque de données ou de représentativité de ces données, manque de transparence des études QMRA utilisées, incertitudes liés à l'ICV et à la méthode de calcul des impacts d'ACV. Par ailleurs plusieurs hypothèses sous-tendent les résultats, notamment celle de considérer que les pathogènes agissent indépendamment les uns des autres, alors qu'en réalité une infection (ou maladie) peut résulter d'une combinaison de pathogènes. L'utilisation des DALY est aussi une source d'incertitude (voir 2.1.1), notamment car ils varient selon la population concernée (âge, sexe, pays). Or l'adaptation au cas d'étude n'a pas pu être réalisée ici.

2.2. Partie 2 (Heimersson et al. 2014)

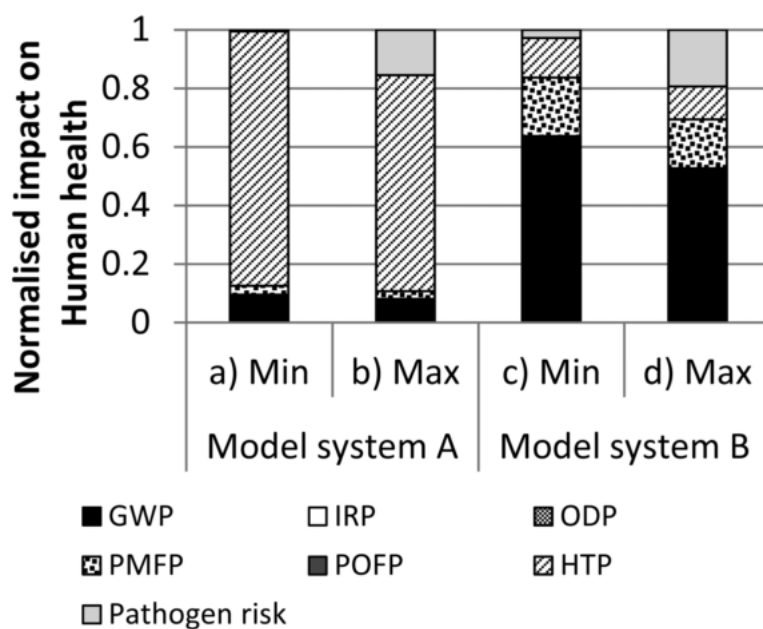
2.2.1. Objectif, matériel et méthode

La partie 2 a pour but de comparer le RP estimé dans la partie 1 avec les autres impacts potentiels sur la santé humaine évalués dans l'ACV du traitement des eaux usées. Pour cela l'ACV de la STEP modèle décrite dans la partie 1 a été réalisée, en déclinant 2 scénarios pour la fin de vie des boues : un scénario d'épandage (model system A), et un scénario d'incinération (model system B). Dans ce second scénario, on obtient des cendres aseptisées donc on peut supposer que le RP global sera moindre. L'objectif ici est moins de comparer les deux systèmes que d'évaluer l'importance du RP pour chacun d'eux.

2.2.2. Résultats et discussion

Les résultats montrent que pour les deux scénarios le risque lié aux pathogènes peut représenter une part importante (jusqu'à 20 %) des impacts potentiels totaux sur la santé humaine, qui incluent la toxicité humaine (HTP), le changement climatique (GWP), la destruction de la couche d'ozone (ODP), les radiations ionisantes (IRP), la formation de particules fines (PMFP) et l'oxydation photochimique (POFP), comme le montre la

Figure 2 tirée de l'étude. Par conséquent il paraît important de tenir compte du RP dans les ACV des systèmes de traitement des eaux usées et des boues, peu importe la fin de vie des boues (épandage ou incinération).



**Figure 2. Evaluation du RP pour les deux scénarios étudiés (A : épandage ; B : incinération).
Source : (Heimersson et al. 2014)**

Pour pouvoir comparer le RP aux autres impacts, les indicateurs endpoint ont été utilisés (donc tous exprimés en DALY). La méthode d'impacts choisie est ReCiPe sauf pour la caractérisation de la toxicité humaine où la méthode USEtox a été choisie (obtention d'un indicateur endpoint grâce à une approche proposée par l'ILCD). Une analyse de sensibilité a été conduite afin de voir l'effet de la méthode choisie pour la caractérisation de la toxicité humaine (USEtox ou ReCiPe) sur les résultats. En utilisant ReCiPe, la part de la toxicité humaine est plus faible, mais par conséquent la part du RP est plus élevée. Cela ne change donc pas la conclusion faite précédemment.

De plus, parmi les micropolluants des eaux usées, seuls les métaux lourds ont été pris en compte. Les impacts potentiels des micropolluants organiques (CTO, HAP, etc.) ne sont pas évalués. Par conséquent la contribution de la toxicité humaine est sous-estimée, mais il est difficile de dire dans quelle mesure. Notons aussi que les facteurs de caractérisation des métaux lourds sont relativement incertains, que ce soit dans USEtox ou ReCiPe, donc les résultats sont à analyser avec prudence.

En dehors des limites intrinsèques aux méthodes d'impacts ACV, on peut se poser la question de la compatibilité de celles-ci avec la méthode développée dans la partie 1 pour évaluer le RP. En effet, le RP est considéré comme comparable aux autres indicateurs (utilisation des DALY, méthodologie de calcul compatible), mais il y a une différence d'échelle spatiale : le RP est spécifique à un site alors que les autres impacts d'ACV sont globaux (représentatifs d'un type d'activité). Autrement dit le RP résulte uniquement des processus de premier plan contrairement aux autres impacts qui résultent du cycle de vie complet de la station d'épuration. Les auteurs de l'étude répondent à cette limite en avançant deux arguments : premièrement les paramètres de leur modèle sont représentatifs d'un type de traitement (compilation de la bibliographie) et non d'une STEP en particulier, donc les résultats sont relativement généraux. Deuxièmement, il y a une forte probabilité pour que les processus de premier plan soient les principales sources de risque pathogène, à moins qu'il

Il y a des flux importants de produits agricoles dans les activités d'arrière-plan, ce qui est peu probable pour une STEP.

3. Faisabilité de l'utilisation des résultats de (Harder et al. 2014) pour le logiciel ACV4E

3.1. Contraintes de modélisation

3.1.1. Homogénéité des données

Notons que les pathogènes ne pourront pas apparaître dans le bilan matière d'ACV4E au même titre que les autres polluants. En effet l'étude ne fournit ni de valeurs de flux de pathogènes dans l'environnement (flux qui seraient ensuite convertis en impacts potentiels) ni de facteurs de caractérisation, mais fournit directement des impacts potentiels. De plus, les pathogènes étant de la matière vivante qui peut croître et décroître, il est impossible d'équilibrer un bilan matière, contrairement aux autres polluants. Par conséquent, si ces impacts peuvent être inclus dans le logiciel, ils devront l'être directement dans les résultats, éventuellement après avoir été pondérés par des paramètres qu'il restera à définir.

3.1.2. Homogénéité du périmètre de prise en compte des polluants des eaux usées

Dans ACV4E, les polluants entrant dans la STEP (flux en g/(EH*j)) sont réémis dans les compartiments air/eau/sol/boues de façon à ce que le bilan de matière soit équilibré, c'est-à-dire que la somme des quantités en sortie soit égale à la quantité en entrée. Les émissions dans l'air, l'eau et le sol suivent ensuite des modèles globaux de devenir qui conduisent finalement à des voies d'exposition et à des impacts sur l'environnement et la santé humaine (ex : polluants dans les boues → émission dans le sol lors de l'épandage → lessivage dans l'eau souterraine → pompage de l'eau pour consommation → exposition de la population aux polluants → développement de maladies dans la population)⁴. D'un autre côté, les impacts potentiels durant la phase d'opération et liés aux personnes exposées aux polluants ne sont pas pris en compte car ils sont spécifiques à un site (serait l'objet d'une étude d'impact).

Dans les travaux de (Harder et al. 2014), le risque pendant la phase d'opération est évalué (les études QMRA sont spécifiques à un site) : il concerne les voies d'exposition E01 à E011 (Figure 3). En revanche les impacts liés au devenir des pathogènes dans l'environnement ne sont pas totalement pris en compte. En effet, concernant le compartiment d'émission « Eau de surface », seule la baignade est identifiée comme une source d'exposition aux pathogènes (voie E13,

Figure 3) car dans le cas d'étude les effluents sont rejetés dans un lac (Westrell et al. 2004). Si cette eau était rejetée en rivière, elle serait en plus potentiellement prélevée pour des usages agricoles, récréatifs ou de consommation, qui sont aussi des sources d'exposition.

Le Tableau 2 résume cette comparaison.

⁴ Les émissions dans les boues ne sont pour le moment pas reliées à des émissions dans l'environnement (notamment pour l'épandage) mais ce travail est en cours.

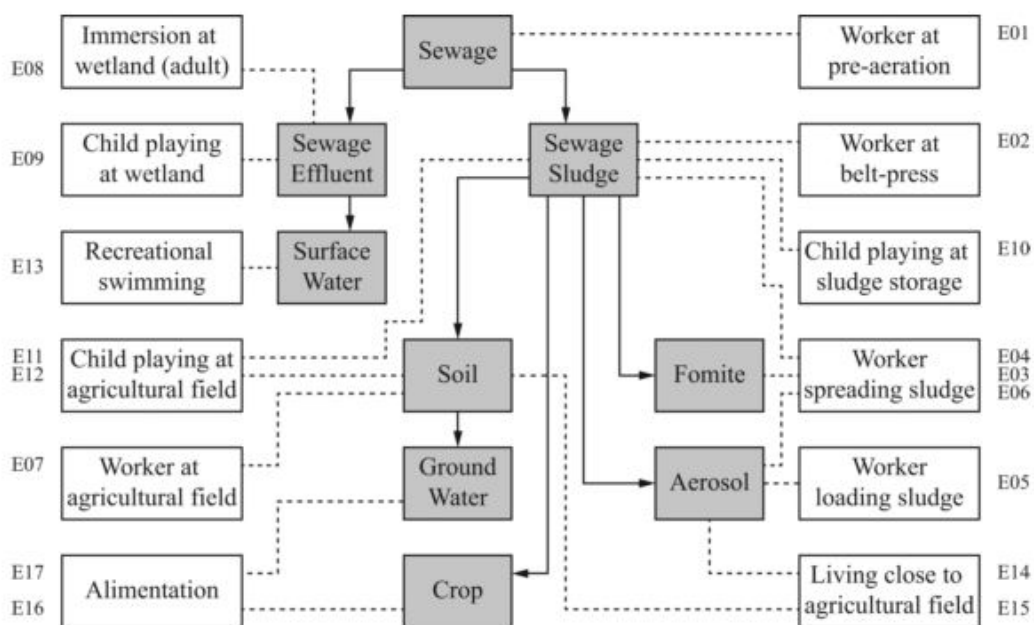


Figure 3. Voies d'exposition prises en compte pour l'estimation du RP. Les flèches pleines représentent les voies de transport et les lignes pointillées représentent les voies d'exposition. Les boîtes grises représentent les compartiments environnementaux. Les boîtes blanches représentent les sources d'exposition, et les codes à côté des boîtes blanches représentent les identifiants des voies d'exposition. Source : (Harder et al. 2014)

Tableau 2. Périmètres de la prise en compte des polluants respectivement dans ACV4E et dans l'étude de (Harder et al. 2014)

<i>Polluants</i>	<i>Impacts pendant opération</i>	<i>Impacts hors opération = devenir des substances</i>
Carbonés/Azotés/Phosphorés (ACV4E)	Non	Oui
Micropolluants (ACV4E)	Non	Oui
Pathogènes (Harder et al., 2014)	Oui	Oui

Pour la cohérence il faudrait que le périmètre d'évaluation des impacts dans ACV4E soit le même pour tous les polluants. Pour cela il faudrait soit prendre en compte les impacts des micropolluants pendant la phase d'opération (on peut considérer que les polluants carbonés/azotés/phosphorés n'ont pas d'impacts directs sur la santé humaine⁵), soit ne pas prendre en compte les impacts des pathogènes pendant la phase d'opération. Dans le premier cas, aucune étude d'ACV n'a été trouvée concernant le risque pour la santé lié aux micropolluants dans une STEP ou lors de l'épandage des boues. Le second cas est envisageable.

⁵ Les impacts sont indirects et liés aux molécules qui causent du changement climatique (N₂O, CO₂, CH₄), de l'oxydation photochimique (NO) et de la formation de particules fines (NH₃, NO).

3.2. Analyse des données disponibles dans la publication de (Harder et al. 2014)

Cette partie s'attache à analyser précisément les données disponibles dans la partie 1 de l'étude de (Harder et al. 2014) afin de déterminer s'il est possible de les adapter pour le logiciel ACV4E.

3.2.1. Résultats : le risque associé aux pathogènes

Les pathogènes étudiés sont les suivants :

- 4 virus : Enterovirus, Rotavirus, Adenovirus et Norovirus.
- 4 bactéries : Campylobacter, Salmonella, Listeria et Escherichia coli.
- 2 protozoaires : Giardia et Cryptosporidium.
- 0 helminthe : les auteurs considèrent que les helminthes ont un rôle mineur dans les pays industrialisés.

Pour chaque combinaison d'une voie d'exposition et d'un pathogène, les valeurs de risque disponibles sont les suivantes :

- **Min** : valeur minimale en considérant les deux approches (littérature et modélisation),
- **Low** : moyenne géométrique des valeurs minimales trouvées dans les deux approches (littérature et modélisation),
- **Mean** : moyenne géométrique des moyennes trouvées dans les deux approches (littérature et modélisation),
- **Average** : moyenne arithmétique des moyennes trouvées dans les deux approches (littérature et modélisation),
- **High** : moyenne géométrique des valeurs maximales trouvées dans les deux approches (littérature et modélisation),
- **Max** : valeur maximale en considérant les deux approches (littérature et modélisation).

La moyenne arithmétique de n valeurs (x_i) est égale au quotient de leur somme par leur nombre :

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

La moyenne géométrique de n valeurs est égale à la racine n^{ième} de leur produit :

$$\bar{x} = \sqrt[n]{x_1 \times x_2 \times \dots \times x_n} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x_i}$$

La moyenne géométrique est utilisée lorsqu'il s'agit de données suivant une évolution, à l'inverse d'une suite de données indépendantes. Par exemple elle sera utilisée pour calculer les taux moyens d'évolution du PIB ou de rendement d'un investissement. Mais aussi, son intérêt est qu'elle est « moins sensible que la moyenne arithmétique aux valeurs les plus élevées d'une série de données. Elle donne, par conséquent, une autre et meilleure estimation de la tendance centrale des données dans le cas d'une distribution à longue traîne à l'extrémité supérieure de la courbe (type de distribution fréquente dans les mesures

sanitaires ou environnementales, par exemple de toxiques dans l'organisme, le sang ou l'environnement, où certains individus ou groupes vulnérables ou exposés à des cas particuliers sont plus affectés) » (Wikipedia 2014).

La Figure 4 montre les contributions des principales voies d'exposition au risque total, selon que l'on considère les valeurs min, mean, average ou max⁶. L'idée est de regarder les contributions dans l'ensemble, sans détailler chaque voie d'exposition. Il ressort d'une part que les contributions varient très fortement entre les valeurs minimales et maximales, et d'autre part que le profil avec les valeurs « average » est proche de celui avec les valeurs maximales, ce qui confirme que la moyenne arithmétique est sensible aux valeurs les plus élevées. Par conséquent, nous choisissons de ne considérer que la moyenne géométrique (valeurs « mean ») dans la suite de l'analyse.

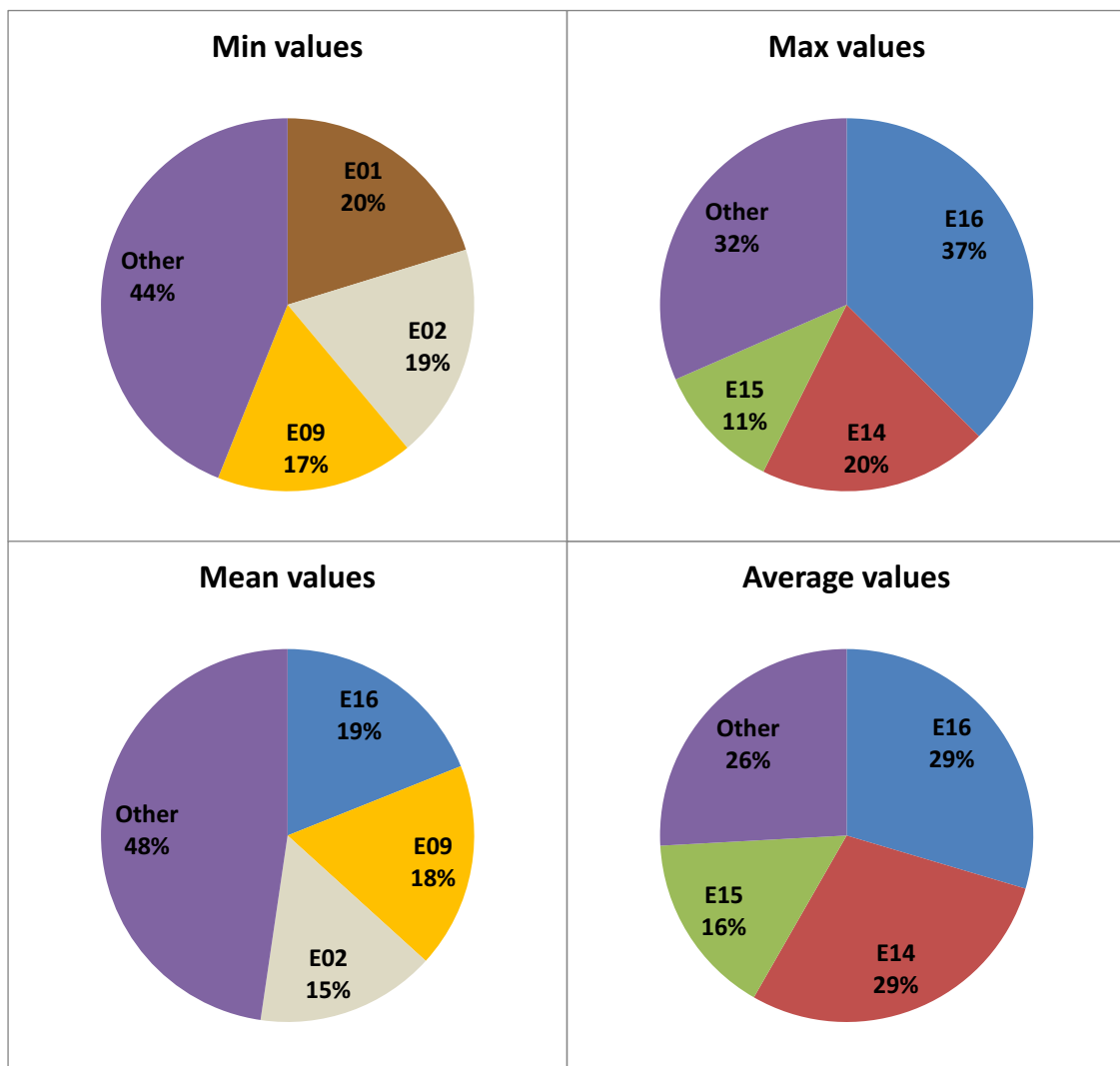


Figure 4. Contribution des voies d'exposition au RP total.

⁶ Pour chaque voie d'exposition, les risques associés à chaque pathogène ont été sommés pour obtenir une seule valeur.

3.2.2. Regroupement des contributions au risque total

Nous avons regroupé les voies d'exposition de deux façons différentes :

1. Dans la partie 3.1.2 nous avons mis en évidence la différence de périmètre entre ACV4E et l'étude de (Harder et al. 2014) concernant les risques sanitaires durant la phase d'opération de la STEP et ceux liés au devenir des polluants. Nous avons donc comparé les risques qui concernent la phase d'opération à ceux qui ne concernent que le devenir des pathogènes dans l'environnement (voir Annexe 2). Les résultats sont présentés dans la Figure 5.
2. Dans l'idée d'adapter les données au logiciel ACV4E dans lequel les impacts de la filière eau et ceux de la filière boues seront bientôt distingués, nous avons séparé les voies d'impacts en deux catégories : celles concernant le traitement de l'eau usée, et celles concernant le traitement et la fin de vie des boues (voir Annexe 2). La comparaison de ces catégories est présentée dans la Figure 6.

Dans les deux cas nous considérons les valeurs minimales, maximales et la moyenne géométrique.

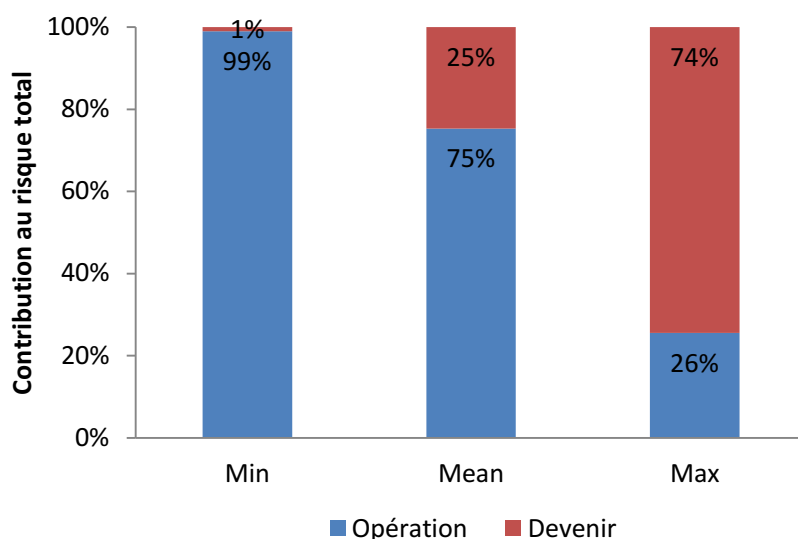


Figure 5. Parts des risques concernant la phase d'opération et le devenir des pathogènes dans le RP total

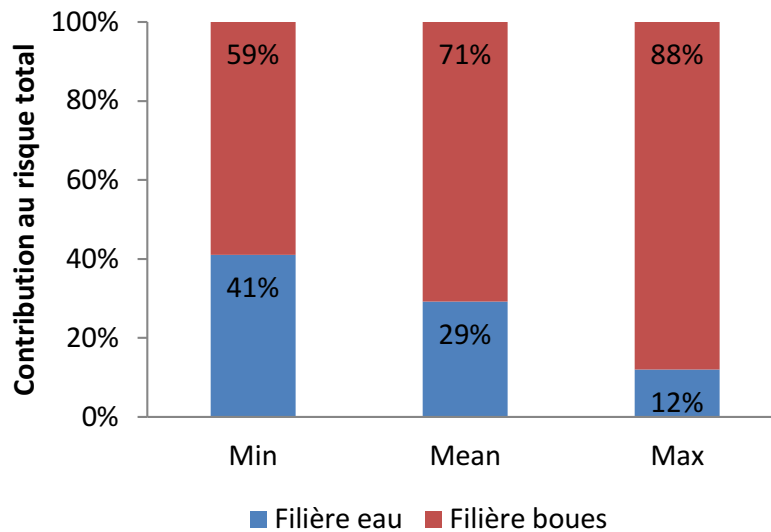


Figure 6. Parts des risques concernant la filière eau et la filière boues dans le RP total

La Figure 5 montre que plus les valeurs sont élevées, plus le devenir des pathogènes est important dans le RP total. Dans tous les cas, la phase d'opération représente une part importante du risque.

La Figure 6 montre que le risque lié à la gestion des boues est toujours plus important que celui lié à la gestion des eaux usées, et que plus les valeurs sont élevées, plus ce constat est vrai. Cela se vérifie avec la Figure 4 :

- En considérant les valeurs maximales, les voies d'impacts E14 (inhalation d'aérosols par les personnes habitant près du lieu d'épandage), E15 (ingestion de particules de sol par les personnes habitant près du lieu d'épandage), et E16 (ingestion de produits agricoles ayant été fertilisés avec des boues) représentent 68 % du risque total.
- En considérant les valeurs minimales, les voies d'impacts E01 (ingestion d'eau usée par un employé pendant la préaération), E02 (ingestion de boues par un employé pendant la déshydratation) et E09 (ingestion d'eau traitée par un enfant jouant près de la zone humide artificielle) représentent 56 % du risque total.

Une telle différence de contributions s'explique par une plus grande amplitude des risques liés à la fin de vie des boues (voir Figure 7). Par ailleurs, il faut garder à l'esprit que certaines voies d'impact sont mal représentées/sous-estimées par manque de données, principalement concernant la fin de vie des boues.

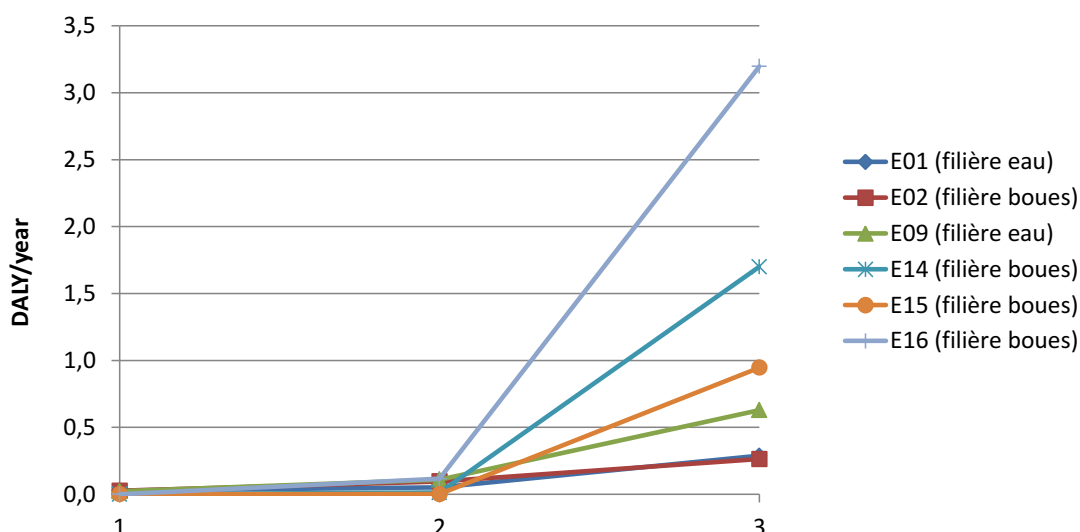


Figure 7. Amplitudes des valeurs de risque pour les voies d'exposition les plus contributrices au risque total. 1 : Min, 2 : Mean, 3 : Max.

4. Efficacité des différentes filières de traitement vis-à-vis des pathogènes : analyse des données disponibles

La connaissance des rendements épuratoires des filières de traitement est nécessaire afin de déterminer les flux de pathogènes dans les effluents et les boues et donc d'évaluer les RP associés.

Le Tableau 3 présente la composition microbiologique d'une eau usée urbaine classique (Asano et al. 2007). **La concentration maximale a été choisie afin de se placer dans le cas le plus défavorable.**

Tableau 3. Composition microbiologique d'une eau usée urbaine classique (Asano et al. 2007)

Pathogènes (<i>organismes indicateurs</i>)	Concentration maximale	Unité
Coliformes totaux (coliformes thermotolérants)	10^9	UFC ^a /100 mL
Coliformes fécaux (<i>Escherichia coli</i>)	10^8	UFC ^a /100 mL
Virus (coliphages somatiques, coliphages RNA-F)	10^4	UFP ^b /100 mL
Protozoaires (<i>Clostridium perfringens</i>)	10^5	UFC ^a /100 mL
Helminthes (œufs d' <i>Ascaris</i>)	10^3	œufs/100 mL

(a) Unité Formant Colonie

(b) Unité Formant Plaque

L'UFC est utilisée pour dénombrer les cellules, les bactéries ou les parasites viables. Une UFC correspond à une colonie observée mais peut correspondre à plusieurs cellules si elles restent agrégées lors du dénombrement. En virologie, on emploie le terme d'Unité Formant Plaque (UFP) avec la même signification.

De nombreuses études ont quantifié les efficacités épuratoires de diverses filières de traitement des eaux usées vis-à-vis des pathogènes : les Tableau 5 et Tableau 6 en Annexe 3 présentent les concentrations attendues en sortie (ou les rendements) de divers traitements primaires, secondaires et tertiaires. Les prétraitements ne sont pas analysés car ayant pour but d'éliminer les particules grossières, leur efficacité sur les pathogènes est très

faible ((Boutin et al. 2009), (George et al. 2002)). Les ordres de grandeur des concentrations en pathogènes étant très élevés, leur abattement est généralement calculé comme suit et exprimé en unités « log » :

$$\text{Abattement} = \log X_{\text{entrée}} - \log X_{\text{sortie}}$$

Avec $X_{\text{entrée}}$ et X_{sortie} les concentrations du pathogène respectivement en entrée et en sortie de la STEP.

Grâce aux données disponibles dans la littérature, nous pouvons connaître les flux de pathogènes émis dans l'eau soit directement (concentrations disponibles), soit indirectement en les calculant à partir des concentrations en entrée de STEP et des rendements épuratoires. Ces flux pourront être utilisés si des facteurs de caractérisation sont développés un jour.

Concernant l'efficacité des différents traitements des boues à diminuer la charge en pathogènes, les études existantes concernent les procédés permettant d'hygiéniser les boues, à savoir la digestion anaérobie (méthanisation), la digestion aérobie, le compostage, l'ajout de chaux et le chauffage (voir Tableau 10 en Annexe 3). En revanche il n'y a pas de données disponibles sur les procédés classiques d'épaississement et de déshydratation des boues, mais d'après (Westrell et al. 2004) ces procédés ne permettent pas de diminuer la charge en pathogènes (la moitié est transférée dans les lixiviats, mais les populations peuvent recroître durant le stockage des boues).

5. Propositions pour le logiciel ACV4E

Compte-tenu des contraintes de modélisation et des données disponibles, nous proposons les implémentations suivantes dans l'outil ACV4E :

1. Afin que le périmètre de prise en compte des polluants soit homogène dans le logiciel, il aurait fallu prendre en compte uniquement le RP lié au devenir des pathogènes dans l'environnement. Cependant le RP lié au devenir est partiellement pris en compte (voir 3.1.2), mais surtout le RP durant la phase d'opération est très important (75 % du risque total en considérant les valeurs moyennes, voir Figure 5). Exclure la phase d'opération reviendrait à exclure la majorité du RP. **Dans une optique conservatrice (prendre en compte le maximum d'impacts possibles), nous proposons donc de considérer à la fois le RP durant la phase d'opération et le RP lié au devenir des pathogènes dans l'environnement.**
2. Les données disponibles étant des impacts potentiels (et non des flux de polluants) et en l'absence de facteurs de caractérisation, le RP doit être directement inclus dans les résultats. Afin de rendre ce risque modulable, nous proposons de calculer deux sous-risques « pathogènes », un pour la filière eau et un pour la filière boues :
 - **Filière eau** : nous proposons de créer 4 paramètres d'abattement des pathogènes dans le logiciel (un par groupe de pathogènes⁷), qui permettront

⁷ Même si les helminthes ne sont pas pris en compte dans l'étude d'Harder et al. (2014) et donc ne généreront pas d'impacts dans les ACV, nous les incluons pour montrer que ce groupe existe et en prévision des évolutions futures.

de calculer le risque « pathogènes » pour la filière eau (noté RPE). La filière eau de référence sera celle de l'étude de (Harder et al. 2014), pour laquelle 4 valeurs d'abattelements correspondant à la technologie utilisée seront fixées⁸. A ces abattelements de référence seront associés les risques moyens de référence (moyennes géométriques disponibles dans l'étude) pour chaque groupe de pathogènes (pour la filière eau). Pour les autres filières eau modélisées dans le logiciel, les risques seront calculés en fonction des abattelements entrés par l'utilisateur, en se basant sur la filière de référence (voir calculs au 6.1). Les risques seront ensuite sommés pour obtenir le RPE.

On fait donc l'hypothèse simplificatrice que le RPE est proportionnel à l'abattement des pathogènes, alors qu'en réalité il dépend des configurations des traitements et des sources d'exposition. Par exemple, si un traitement tertiaire est ajouté, alors le risque va diminuer en aval du traitement mais pas lors des étapes amont. De plus cette méthode sera appliquée à tous les types de STEP de la base de données, dont des filtres plantés de roseaux et des lagunages, pour lesquels les sources, les fréquences et les durées d'exposition sont différentes.

- **Filière boues** : Le risque « pathogènes » doit être décomposé en deux parties : le risque lié au traitement et au stockage des boues sur le site de la STEP, et le risque lié au devenir des boues. Comme l'épandage est le seul devenir étudié par (Harder et al. 2014), le calcul du risque lié au devenir des boues ne sera fait que pour l'épandage. Pour les filières dont les boues seraient incinérées ou enfouies, seule la première partie du risque sera prise en compte.

L'idéal aurait été de réaliser les mêmes calculs que pour la filière eau, mais pour cela il aurait fallu connaître les concentrations en pathogènes dans les boues brutes (avant traitement). Or les concentrations en pathogènes dans les boues brutes dépendent du traitement de l'eau qui a été réalisé en amont donc sont encore plus variables que les concentrations dans les eaux usées en entrée de station. Il est donc impossible de définir une composition type pour les boues brutes (contrairement aux eaux urbaines classiques).

Il n'est pas non plus possible de déduire les concentrations en pathogènes dans les boues brutes à partir des abattelements de la filière eau, car nous ne savons pas si les pathogènes éliminés de l'eau sont détruits/inactivés ou transférés dans les boues... L'étude de (Wéry et al. 2008) montre même que pour certains pathogènes, leurs concentrations dans les boues brutes (issues du traitement secondaire) sont supérieures à leurs concentrations dans l'eau en entrée du traitement secondaire. Cela confirme que nous ne pouvons pas appliquer un raisonnement de type « bilan de matière » aux pathogènes.

Afin de construire leur modèle QMRA, (Harder et al. 2014) ont utilisé des concentrations issues de la littérature, mais elles introduisent une grande incertitude dans le modèle pour 3 raisons :

- Valeurs issues de procédés de traitements variés dans différents pays.

⁸ Sur la base des données disponibles dans la littérature.

- Non homogénéité des unités de comptage des pathogènes (UFC, UFP, MPN, etc.) → erreur possible de quatre ordres de grandeur sur les doses de pathogènes utilisées dans le modèle dose-réponse.
- Non homogénéité et ambiguïté des unités pour les contenants (grammes de boues sèches ou humides, etc.) → erreur possible d'un ordre de grandeur sur les doses de pathogènes utilisées dans le modèle dose-réponse.

Puisque les concentrations sont très incertaines et non homogènes avec celles qui sont utilisées pour la filière eau (tant au niveau des organismes considérés que des unités), nous préférons ne pas utiliser ces données.

De plus, le risque n'étant pas directement proportionnel à l'abattement (unité log au lieu d'un pourcentage), il n'est pas possible d'utiliser la simple différence d'abattement pour calculer le risque...

Par conséquent, pour la filière boues nous faisons le choix que le risque « pathogènes » (noté RPB) soit simplement proportionnel à la quantité de boues produites par le système étudié. Le risque de référence sera celui de la filière boues dans l'étude de (Harder et al. 2014), ramené à la masse de boues produites. Il est donc inutile de définir des abattements pour les différents traitements des boues, ni de distinguer les pathogènes pour calculer le risque de référence.

3. Concernant l'affichage des résultats, nous proposons d'**ajouter une catégorie « Pathogènes » en endpoint mais aussi en midpoint**, au même titre que « Infrastructure STEP », « Exploitation » etc. En midpoint, nous considérons que le risque « pathogènes » contribue à l'impact « toxicité humaine » et devra donc être exprimé dans l'unité de la méthode ReCiPe pour cet indicateur : 1,4-dichlorobenzène équivalent (la substance 1,4-dichlorobenzène est la référence). Le risque « pathogènes » étant initialement exprimé en DALY, il sera converti en 1,4-DB eq en utilisant le facteur de conversion midpoint/endpoint de ReCiPe pour la catégorie « toxicité humaine ».

6. Détails des calculs du risque « pathogènes »

6.1. Calcul du risque pour la filière eau

La filière de référence est la suivante : traitement primaire (pré-aération et pré-sédimentation), traitement secondaire par boues activées avec ajout de chlorure de fer, traitement tertiaire par filtration, et finition (« polissage ») par passage dans une zone humide artificielle (Westrell et al. 2004). Les abattements associés à cette filière sont les suivants :

- Abattement des virus : 2,25 log (noté YE_{V_ref})
- Abattement des bactéries : 3,56 log (noté YE_{B_ref})
- Abattement des protozoaires : 4,33 log (noté YE_{P_ref})
- Abattement des helminthes : 0,71 log (noté YE_{H_ref})

La justification de ces valeurs se trouve en Annexe 4.

Calcul des risques de référence associés : le risque de référence relatif à chaque groupe de pathogènes (notés RPE_{X_ref}) est égal à la somme des risques moyens (notés RP_{X_moy} , moyennes géométriques) pour les voies d'exposition concernées E01, E08, E09, E13 (voir Figure 10 et Figure 11).

$$RPE_{V_ref} = \sum_{Y=1,8,9,13} RP_{V_moy}(EY) = 7,88E^{-02} \text{ DALY}/an$$

$$RPE_{B_ref} = \sum_{Y=1,8,9,13} RP_{B_moy}(EY) = 9,93E^{-02} \text{ DALY}/an$$

$$RPE_{P_ref} = \sum_{Y=1,8,9,13} RP_{P_moy}(EY) = 8,42E^{-04} \text{ DALY}/an$$

$$RPE_{H_ref} = \sum_{Y=1,8,9,13} RP_{H_moy}(EY) = 0 \text{ DALY}/an$$

Les helminthes n'étant pas étudiés dans (Harder et al. 2014), le risque de référence est considéré comme nul.

L'unité fonctionnelle utilisée dans ACV4E étant le traitement d'1 EH/j, les RPE_{X_ref} doivent être exprimés par EH/j. La filière de référence traite 28 600 EH/j. D'où :

$$RPE_{V_ref} = \frac{7,88E^{-2}}{28\,600 \times 365} = 7,55E^{-09} \text{ DALY}/(EH/j)$$

$$RPE_{B_ref} = \frac{9,93E^{-2}}{28\,600 \times 365} = 9,52E^{-09} \text{ DALY}/(EH/j)$$

$$RPE_{P_ref} = \frac{8,42E^{-4}}{28\,600 \times 365} = 8,07E^{-11} \text{ DALY}/(EH/j)$$

La filière de référence est donc caractérisée par quatre YE_{X_ref} (en log) et quatre RPE_{X_ref} (en DALY/(EH/j)).

Dans ACV4E, l'utilisateur pourra renseigner les abattements correspondant à son modèle (notés YE_{X_m}). Les risques associés (notés RPE_{X_m}) seront alors calculés comme suit :

$$RPE_{V_m} = \frac{4 - YE_{V_m}}{4 - YE_{V_ref}} \times RPE_{V_ref}$$

$$RPE_{B_m} = \frac{9 - YE_{B_m}}{9 - YE_{B_ref}} \times RPE_{B_ref}$$

$$RPE_{P_m} = \frac{5 - YE_{P_m}}{5 - YE_{P_ref}} \times RPE_{P_ref}$$

$$RPE_{H_m} = \frac{3 - YE_{H_m}}{3 - YE_{H_ref}} \times RPE_{H_ref} = 0$$

Les chiffres (4, 9, 5 et 3) correspondent aux logarithmes des concentrations (maximales) en pathogènes dans les eaux usées. Les valeurs des YE_{X_m} sont comprises entre 0 (aucun abattement) et 4, 9, 5 ou 3 (selon le groupe de pathogènes). Les valeurs des $YE_{X_{ref}}$ sont strictement inférieures à 4, 9, 5 ou 3, sinon les $RPE_{V_{ref}}$ seraient nuls (cela écarte le cas d'un dénominateur nul).

Enfin, le risque total sera la somme des risques individuels :

$$RPE_m = RPE_{V_m} + RPE_{B_m} + RPE_{P_m} + RPE_{H_m}$$

Rq : Les filières disponibles dans la base de données du logiciel comporteront des valeurs par défaut pour tous les abattements (comme pour les autres paramètres). La détermination de cas valeurs est présentée en Annexe 4.

6.2. Calcul du risque pour la filière boues

Le traitement des boues de référence est le suivant : première déshydratation, digestion anaérobie, seconde déshydratation par épaissement et filtre à bande (avec ajout de polymères), et stockage en extérieur (Westrell et al. 2004).

Calcul des risques de référence :

- Le risque de référence pour la partie « Traitement et stockage des boues sur le site de la STEP » (noté RPB_{ref_trait}) est égal à la somme des risques moyens (notés RP_{moy} , moyennes géométriques) pour les voies d'exposition concernées E02 et E10 (voir Figure 11), tous pathogènes confondus.
- Le risque de référence pour la partie « Epanchage des boues » (noté $RPB_{ref_ép}$) est égal à la somme des risques moyens (notés RP_{moy} , moyennes géométriques) pour les voies d'exposition concernées E03, E04, E05, E06, E07, E11, E12, E14, E15, E16 et E17 (voir Figure 11), tous pathogènes confondus.

$$RPB_{ref_trait} = \sum_{Y=2,10} RP_{moy}(EY) = 1,18E^{-01} \text{ DALY/an}$$

$$RPB_{ref_ép} = \sum_{Y=3,4,5,6,7,11,12,14,15,16,17} RP_{moy}(EY) = 3,17E^{-01} \text{ DALY/an}$$

Contrairement à la filière eau où la définition d'un EH est commune à toutes les filières, pour la filière boues les quantités produites par EH peuvent varier énormément en fonction du traitement. C'est pourquoi les RPB_{ref} doivent être ramenés au kg de boues épanchées et non à l'EH. Des valeurs de production de boues pour différentes filières de traitement sont disponibles dans le livre de l'IWA intitulé *Biological Wastewater Treatment Series* (IWA 2007b). Nous avons choisi la filière la plus proche de la filière de référence : digestion anaérobie des boues suivie d'une déshydratation par filtre à bande (en aval d'un traitement par boues activées). Pour cette filière, la production de boues est de 38-50 gMS/(EH/j). En considérant la valeur moyenne de cette plage de valeurs, on obtient les risques de référence suivants :

$$RPB_{ref_trait} = \frac{1,18E^{-01}}{28\,600 \times 365} \times \frac{1}{0,044} = 2,56E^{-07} \text{ DALY/kgMS de boues épandues}$$

$$RPB_{ref_ép} = \frac{3,17E^{-01}}{28\,600 \times 365} \times \frac{1}{0,044} = 6,90E^{-07} \text{ DALY/kgMS de boues épandues}$$

Le risque associé au modèle de l'utilisateur (noté RPB_m) sera alors calculé comme suit :

$$RPB_m = \frac{Q_j}{Nb_{EH}} \times \frac{\%_{MS}}{100} \times RPB_{ref_trait} + \frac{Q_j}{Nb_{EH}} \times \frac{\%_{MS}}{100} \times \frac{\%_{ép}}{100} \times RPB_{ref_ép}$$

Avec

Q_j : production de boues journalière exprimée en matière brute (kg/j)

Nb_{EH} : nombre d'EH raccordés à la STEP

$\%_{ép}$: pourcentage de boues épandues (%)

$\%_{MS}$: siccité des boues finales (%)

Dans ACV4E, l'utilisateur renseigne Q_j , Nb_{EH} et $\%_{ép}$ mais pas $\%_{MS}$. Dans le futur module dédié aux boues, il n'est pas prévu de créer un champ pour définir la siccité des boues finales car celle-ci sera définie par défaut quand l'utilisateur choisira un type de traitement des boues. Pour les filières fournies dans la base données d'ACV4E, les siccités des boues finales sont documentées dans le Tableau 4.

Tableau 4. Siccité des boues finales des STEP de la base de données d'ACV4E

Code STEP	Libellé	Siccité des boues finales (%)
ACV4E		
STEP02/STEP03	Boues activées, traitement des boues par LSPR	30
STEP04	Boues activées, trait. boues par filtre-presse conditionnement chaud	32
STEP05	Boues activées, trait. boues par filtre-presse conditionnement polymères	27
STEP06	Boues activées + filtres sable et charbon actif, trait. boues par filtre-presse conditionnement polymères	27
STEP07	Boues activées + lagunage, trait. boues par LSPR	30
STEP11	Boues activées, trait. boues par filtre-presse	24

conditionnement polymères		
STEP12	Boues activées, trait. boues par centrifugation et séchage solaire	87
STEP13	Boues activées, trait. boues par centrifugation	25
STEP01	Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical	25
STEP08	Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical puis horizontal	25
STEP09	Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical puis horizontal + lagunage	25
STEP10	Lagunage aéré + réacteur nitrifiant + déphosphatation physico-chimique	5
STEP14	Lagunage naturel	8

Remarque : On vérifie bien dans le calcul du RPB_m que pour une filière où les boues sont incinérées ou enfouies, seul le risque lié au traitement et au stockage des boues est pris en compte ($\%_{\text{ép}} = 0$).

7. Exemple d'application

Les implémentations proposées ont été appliquées sur une des STEP présentes dans ACV4E. Il s'agit d'une STEP à boues activées de 5 200 EH, avec ajout de chlorure de fer, et un traitement tertiaire par filtration sur sable et sur charbon actif. La production de boues est de 1 570 kg/j, et de la même façon que dans l'étude de (Harder et al. 2014), on considère que 100 % des boues sont épandus.

En appliquant les équations précédentes, on obtient :

- $RPE_m = 1,54E-08 \text{ DALY}/(\text{EH}/\text{j})$
- $RPB_m = 7,71E-08 \text{ DALY}/(\text{EH}/\text{j})$
- $RP_m = 9,25E-08 \text{ DALY}/(\text{EH}/\text{j})$

Le RP_m a été intégré aux résultats de la STEP au niveau endpoint (santé humaine), au même titre que les autres indicateurs ACV (Figure 8).

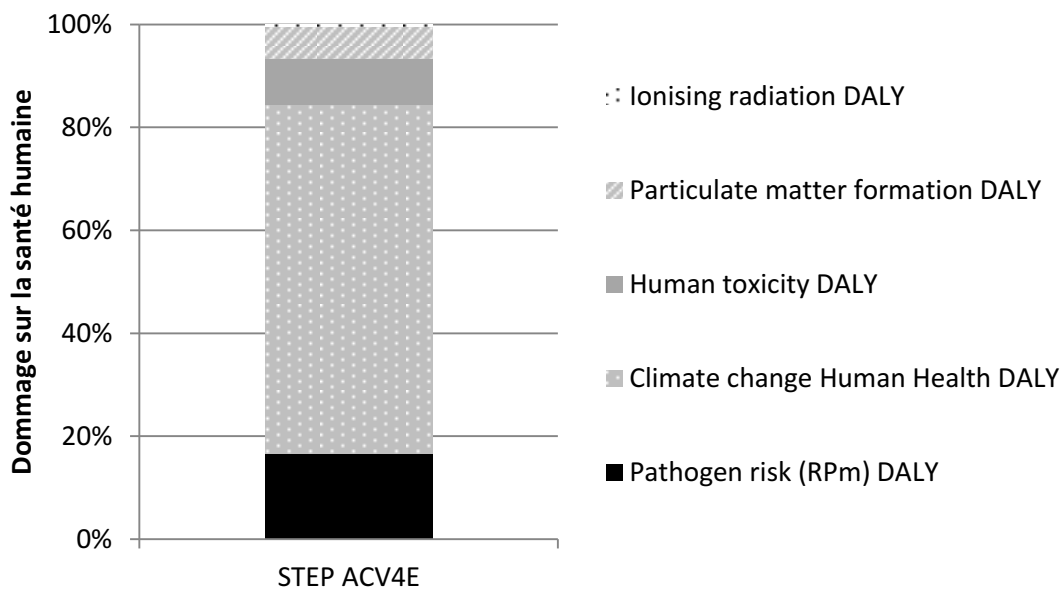


Figure 8. Contributions des différents impacts au dommage total sur la santé humaine, pour un exemple de STEP

Dans cet exemple, le RP_m représente 17 % du dommage total sur la santé humaine.

8. Conclusion

Les impacts potentiels des pathogènes présents dans les eaux usées ne sont actuellement pas inclus dans les ACV des systèmes d'assainissement, ni en ACV de manière générale, en raison de verrous méthodologiques. Les publications de (Harder et al. 2014) et de (Heimersson et al. 2014) forment à ce jour l'étude la plus complète concernant l'estimation (quantitative) du risque lié aux pathogènes dans l'ACV du traitement des eaux usées. Pour leur cas d'étude, ce risque peut représenter jusqu'à 20 % des dommages potentiels sur la santé humaine.

Nous avons donc analysé cette étude dans le but de pouvoir inclure un indicateur de risque « pathogènes » dans le logiciel ACV4E. Après avoir identifié les contraintes de modélisation et les données disponibles, nous avons proposé une méthode permettant de calculer le risque « pathogènes » total pour une STEP en fonction de quelques paramètres entrés par l'utilisateur.

Malgré toutes les limites identifiées et dans l'attente de nouvelles données, les implémentations proposées pour ACV4E permettront une première estimation des impacts potentiels des pathogènes contenus dans les eaux usées, ce qui est important pour avoir une vision globale des systèmes d'assainissement.

9. Références

- Aramaki, T., Galal, M. & Hanaki, K., 2006. Estimation of reduced and increasing health risks by installation of urban wastewater systems. *Water Science & Technology*, 53(9), pp.247–252.
- Asano, T. et al., 2007. *Water reuse: Issues, Technologies, and Applications* Metcalf & ., McGraw-Hill Education.
- Bitton, G., 2011. *Wastewater microbiology* 4th ed. Wiley-Blackwell, ed., John Wiley & Sons.
- Boutin, C., Héduit, A. & Helmer, J., 2009. *Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT)*,
- Chauret, C., Springthorpe, S. & Sattar, S., 1999. Fate of Cryptosporidium oocysts, Giardia cysts, and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Can. J. Microbiol.*, 45, pp.257–262.
- Corsin, P. & Le Strat, P., 2007. Les effluents des stations d'épuration : Comment les rendre aptes à une seconde vie. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, (299), pp.35–40.
- Farahbakhsh, K. & Smith, D.W., 2004. Removal of coliphages in secondary effluent by microfiltration - Mechanisms of removal and impact of operating parameters. *Water Research*, 38(3), pp.585–592.
- Gantzer, C. et al., 2001. Monitoring of bacterial parasitological contamination during treatment of sludge. *Water Research*, 35(16), pp.3763–3770.
- Garcia, M. & Bécares, E., 1997. Bacterial removal in three pilot-scale wastewater treatment systems for rural areas. *Water Science and Technology*, 35(11-12), pp.197–200.
- George, I., Crop, P. & Servais, P., 2002. Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*, 36(10), pp.2607–2617.
- Harder, R. et al., 2014. Including Pathogen Risk in Life Cycle Assessment of Wastewater Management. 1. Estimating the Burden of Disease Associated with Pathogens. *Environmental science & technology*, 48, pp.9438–9445. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25058492>.
- Heimersson, S. et al., 2014. Including Pathogen Risk in Life Cycle Assessment of Wastewater Management. 2. Quantitative Comparison of Pathogen Risk to Other Impacts on Human Health. *Environmental science & technology*, 48, pp.9446–9453. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25058416>.
- Hench, K.R. et al., 2003. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, 37(4), pp.921–927.
- IWA, 2007a. Volume 3. Waste Stabilisation Ponds. In *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA Publishing, pp. 1–162.
- IWA, 2007b. Volume 6. Sludge Treatment and Disposal. In *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA Publishing, pp. 1–241.
- Koivunen, J., Siitonen, A. & Heinonen-Tanski, H., 2003. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research*, 37(3), pp.690–698.
- Larsen, H.F. et al., 2009. *Methodology for including specific biological effects and pathogen aspects into LCA*,
- Mayer, C.L. & Palmer, C.J., 1996. Evaluation of PCR, nested PCR, and fluorescent antibodies for detection of Giardia and Cryptosporidium species in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(6), pp.2081–2085.

- Moreno, B. et al., 1997. The disinfection of wastewater by ultraviolet light. *Water Science and Technology*, 35(11-12), pp.233–235.
- Nordgren, J. et al., 2009. Prevalence of norovirus and factors influencing virus concentrations during one year in a full-scale wastewater treatment plant. *Water Research*, 43(4), pp.1117–1125.
- Ottoson, J. et al., 2006. Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*, 40(7), pp.1449–1457.
- Perrot, J. & Baron, J., 1995. The disinfection of municipal wastewater by ultraviolet light: A French case study. *Water Science and Technology*, 32(7), pp.167–174. Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00061-3](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00061-3).
- Petterson, S. et al., 2006. *QMRA methodology*,
- QMRAwiki, 2015. Community portal for current quantitative information and knowledge developed for the Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) field. Available at: http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_%28QMRA%29_Wiki.
- Racault, Y. et al., 1997. *Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France*,
- Reinoso, R., Torres, L.A. & Bécares, E., 2008. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the Total Environment*, 395(2-3), pp.80–86.
- Savichtcheva, O., Okayama, N. & Okabe, S., 2007. Relationships between Bacteroides 16S rRNA genetic markers and presence of bacterial enteric pathogens and conventional fecal indicators. *Water Research*, 41(16), pp.3615–3628.
- Soares, A.C. et al., 1994. Effect of anaerobic digestion on the occurrence of enteroviruses and Giardia cysts in sewage sludge. *Environmental science and health*, A29, pp.1887–1897.
- Sykora, J.L. et al., 1991. Distribution of Giardia cysts in wastewater. *Water Science and Technology*, 24(2), pp.187–192.
- Wéry, N. et al., 2008. Behaviour of pathogenic and indicator bacteria during urban wastewater treatment and sludge composting, as revealed by quantitative PCR. *Water Research*, 42(1-2), pp.53–62.
- Westrell, T. et al., 2004. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Science and Technology*, 50(2), pp.23–30.
- Wikipedia, 2014. Moyenne géométrique. Available at: https://fr.wikipedia.org/wiki/Moyenne_géométrique.
- Zhang, K. & Farahbakhsh, K., 2007. Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse. *Water Research*, 41(12), pp.2816–2824.

10. Annexes

Annexe 1. Calcul des DALY

La probabilité de contracter une maladie sachant qu'il y a infection ($P(\text{ill} | \text{inf})$) est le résultat de l'étude QMRA utilisé pour calculer le risque en DALY.

$$DALY = \sum_{i=1}^n P(\text{ill} | \text{inf}) \times P(\text{outcome}_i | \text{ill}) \times \text{Duration}_i \times \text{Severity}_i$$

Equation 10

Where n is the total number of outcomes considered

$P(\text{ill} | \text{inf})$ is the probability of illness given infection

$P(\text{outcome}_i | \text{ill})$ is the probability of outcome i given illness

Duration_i is the duration (years) of outcome i

Severity_i is the severity weighting for outcome i

Figure 9. Calcul du RP en DALY. Source : QMRAWiki

Annexe 2. Regroupements des voies d'exposition

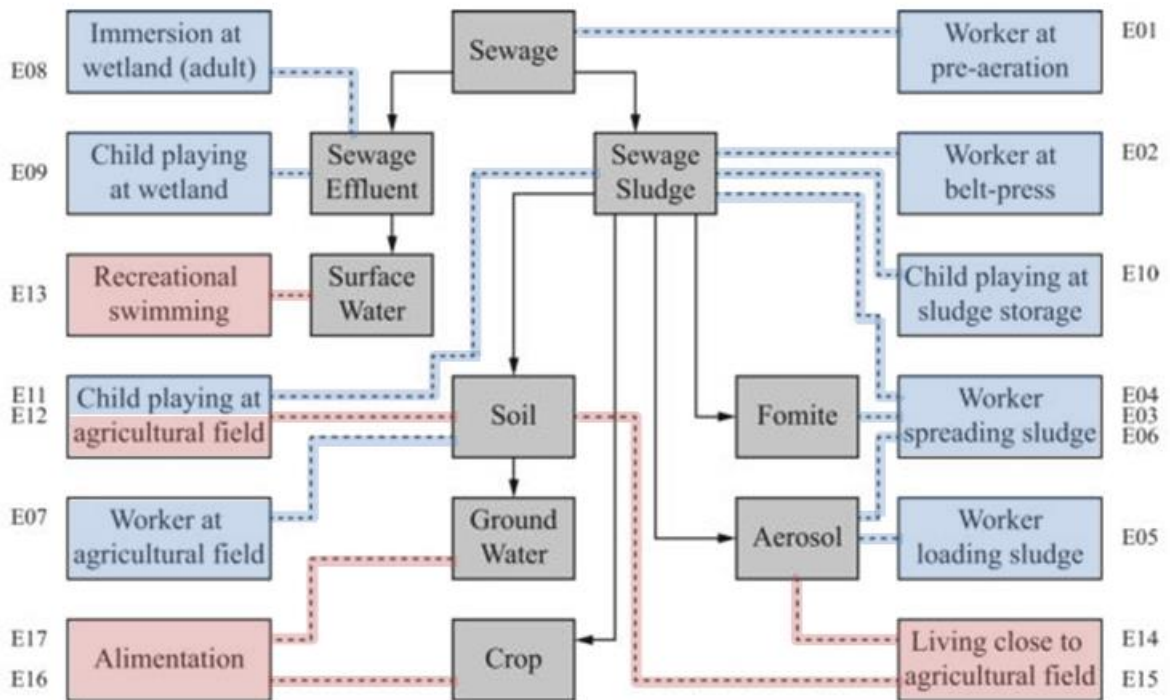


Figure 10. Regroupement des voies d'exposition. En bleu : pendant la phase d'opération, en rouge : devenir des pathogènes.

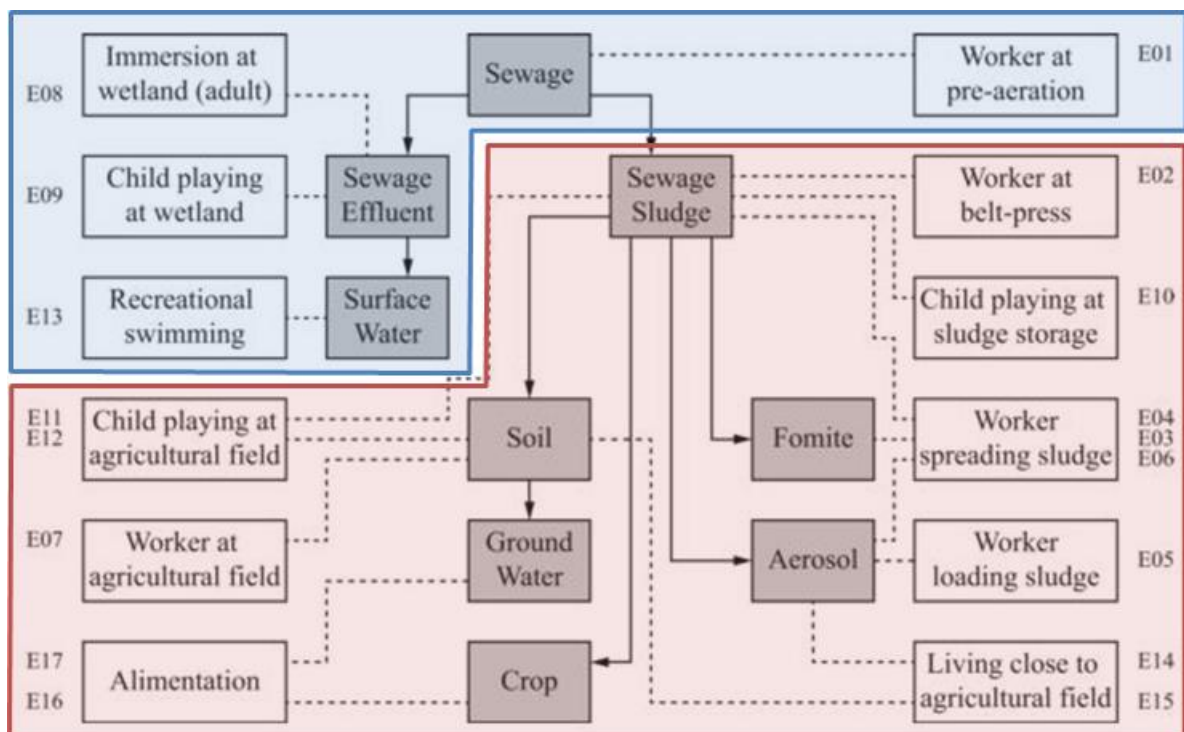


Figure 11. Regroupement des voies d'exposition. En bleu : filière eau, en rouge : filière boues.

Annexe 3. Efficacités épuratoires des traitements de l'eau et des boues vis-à-vis des pathogènes

Attention : La liste des sources citées dans les tableaux suivants n'est pas exhaustive et doit être complétée.

Tableau 5. Efficacités épuratoires des traitements primaires vis-à-vis des pathogènes

Traitement primaire	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^a					Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	Helminthes	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux			
Fosse septique	< 0,1 log 0		0,1-0,3 log 0,17	0-1 log 0,50	0,3-1,7 log 0,71	2 Valeurs retenues
Décanteur-digesteur	< 0,1 log 0		0,1-0,3 log 0,17	0-1 log 0,50	0,3-1,7 log 0,71	2 Valeurs retenues
Décanteur primaire	< 0,1 log 0,7 log 0,35		0,1-0,3 log 0,15 log 0,16	0-1 log 0,50	0,3-1,7 log 0,71	2 22 4 Valeurs retenues
Coagulation-floculation-décantation primaire	< 0,1 log 0,33-1,9 log 0,4	0,76 log 0,76	0,1-0,3 log 0,82 log -	0-1 log 0,7-1,1 log 0,66	0,3-1,7 log 0,71	2 14 18 Valeurs retenues

Tableau 6. Efficacités épuratoires des traitements secondaires vis-à-vis des pathogènes (1/2)

Traitement secondaire	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^a					Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	Helminthes	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux			
Boues activées	10 ¹ -10 ³ UFP/100 mL	10 ⁴ -10 ⁵ UFC/100 mL	1,2-2,6 log	0-10 ² UFC/100 mL		2
	0,95-3,47 log	2-3 log ; 10 ^{5,4} UFC/100 mL	2,2-2,6 log ; 10 ^{4,8} UFC/100 mL	1,58-3,52 log		4
	0,8-2,3 log	1,7-3,4 log				9
	0,9 log	1,9 log	2,0 log			10
	1,4	2,7	-	2,3		13
				0,8-2,4 log		14
						18
						22
						Valeurs retenues
Bioréacteurs à membranes	1-10 ³ UFP/100 mL	< 500 UFC/100 mL ; ≥ 5 log	< 100 UFC/100 mL	< 1 UFC/100 mL	< 1 oeuf/100 mL	1
	1,14-3,78 log	< 100 UFC/100 mL	4,52-4,97 log	1,44-3,87 log		2
	3,1-5,8 log	5 log ; 250 UFC/100 mL	7 log ; 0 UFC/100 mL			10
	2,6	5,6	-	3,4	3,0	14
						Valeurs retenues
Biofiltres			2,8 log ; 8,5x10 ⁴ UFC/100 mL			4
			2,8			Valeurs retenues
Lits bactériens	Jusqu'à 0,8 log	Jusqu'à 2 log			Jusqu'à 0,6 log	2
	0,80	2,0	-		0,60	Valeurs retenues
Disques biologiques						
Lagunage aéré		1,1 log			1,7 log	21
		1,1	-		1,70	Valeurs retenues

Tableau 7. Efficacités épuratoires des traitements secondaires vis-à-vis des pathogènes (2/2)

Traitement secondaire	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^a					Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	Helminthes	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux			
Lagunage naturel	Jusqu'à 4 log	Jusqu'à 6 log	4 log ; 6,5x10 ³ UFC/100 mL	0 UFC/100 mL	0 oeufs/100 mL	2
	2-4 log	5,4x10 ³ UFC/100 mL	2,1x10 ³ UFC/100 mL	0 UFC/100 mL	0 oeufs/100 mL	4 8 21
	2,8	4,6	-	5,0	3,0	Valeurs retenues
Filtres plantés de roseaux	Possibilité d'élimination en fonction du temps de rétention hydraulique.					2
	10 ^{3,5} UFP/100 mL		10 ^{5,2} UFC/100 mL			7
	0,50		2,8			Valeurs retenues

Tableau 8. Efficacités épuratoires des traitements tertiaires vis-à-vis des pathogènes (1/2)

Traitement tertiaire	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^a					Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	Helminthes	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux			
Lits d'infiltration-percolation	1,5-2,5 log		2-4 log			2
	1,9		2,8			Valeurs retenues
Lagunage tertiaire (désinfection)	1-3 log		1-4 log	0 UFC/100 mL	0 oeufs/100 mL	2 21
	1,7		2,0	5,0	3,0	Valeurs retenues
Filtre granulaire	0-1 log		0,3-3 log	0-3 log		2
	0,50		0,78 log			4
			0,2-1,5 log			9
			0,74	1,5		Valeurs retenues

Tableau 9. Efficacités épuratoires des traitements tertiaires vis-à-vis des pathogènes (2/2)

Traitement tertiaire	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^a				Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux		
Microfiltration	0-2 log 0,2-3,4 log 0,91	0-7 UFC/100 mL ; 4,8-5,9 log 5,3	2-5 log 0-2 UFC/100 mL ; 3,9-5,3 log -	2-5 log 3,2	2 3 Valeurs retenues
Ultrafiltration	2-7 log 3,7		3-6 log 4,2	> 6 log 5,0	2 Valeurs retenues
Nanofiltration	3-5 log 3,9		3-5 log 3,9	> 6 log 5,0	2 Valeurs retenues
Osmose inverse	4-7 log 5,3		4-7 log 5,3	4-7 log 5,3	2 Valeurs retenues
Ozonation ^b	2-4 log 2,8	2 log 2,0		1-3 log 1,7	2 Valeurs retenues
UV ^b	2-4 log	2-4 log		1-3 log	2
	2,2-3,4 log		2,91 log		3
	0,87-1,73 log 2,1	2,8	2,8-3,2 log 2,59 log		4 5 6 Valeurs retenues
Chloration ^b	2-4 log	1-4 log		1-3 log	2
	2,8	2,0			1,7 Valeurs retenues

(a) Unité : UFC(P) ou nombre d'oeufs/100 mL (ou log pour le rendement)

(b) : Les valeurs sont uniquement indicatrices car les efficacités de ces traitements dépendent de la température, du pH et du type de pathogènes au sein d'une même famille.

Tableau 10. Efficacités épuratoires des traitements des boues vis-à-vis des pathogènes

Traitement des boues	Concentration (ou rendement) attendue en sortie de traitement ^c				Réf.
	Virus	Bactéries		Protozoaires	
		Coliformes totaux	Coliformes fécaux		
Compostage		0-4,5 log			13
		1-1,8 log			20
Digestion anaérobie	0,09 log	0,35 log	1,56 log	0 log	< 1 œuf/10g MS
				Pas d'abattement significatif	
		Pas d'abattement significatif			
		1-3 log			
		0,3-1,5 log			20
Digestion aérobie mésophile		0,03-0,9 log		0 log	20
Digestion aérobie thermophile		1,3-3,5 log		< 1 œuf/10g MS	20
Chaulage (chaux vive 25 %)		0,8-5,5 log		0,36 log	20
Chaulage (chaux éteinte 26 %)		1,1-6,2 log		0 log	20
Chaulage (chaux éteinte 62 %)		1,4-6,2 log		0,29 log	20
Séchage à 108°C		3,2-3,9 log		< 1 œuf/10g MS	20
Stockage de boues préalablement déshydratées et traitées par digestion anaérobie		0-1,5 log		0,30-0,78 log	20
Stockage de boues préalablement traitées à la chaux éteinte 62 %		0-1,6 log		< 1 œuf/10g MS	20

(c) Unité : UFC(P) ou nombre d'œufs/10g MS (ou log pour le rendement)

Références :

- (1) (Corsin & Le Strat 2007)
- (2) (Boutin et al. 2009)
- (3) (Farahbakhsh & Smith 2004)
- (4) (George et al. 2002)
- (5) (Perrot & Baron 1995)
- (6) (Moreno et al. 1997)
- (7) (Hench et al. 2003)
- (8) (Garcia & Bécares 1997)
- (9) (Koivunen et al. 2003)
- (10)(Ottoson et al. 2006)
- (11)(Reinoso et al. 2008)
- (12)(Savichtcheva et al. 2007)
- (13)(Wéry et al. 2008)
- (14)(Zhang & Farahbakhsh 2007)
- (15)(Chauret et al. 1999)
- (16)(Soares et al. 1994)
- (17)(Sykora et al. 1991)
- (18)(Mayer & Palmer 1996)
- (19)(Bitton 2011)
- (20)(Gantzer et al. 2001)
- (21)(IWA 2007a)
- (22)(Nordgren et al. 2009)

Annexe 4. Détermination des abattements pour les filières eau fournies dans la base de données d'ACV4E

Pour les filières eau fournies dans la base de données d'ACV4E, la méthode suivie pour déterminer les valeurs par défaut des abattements est la suivante :

1. Analyse des données issues de la littérature (voir Tableau 5 à Tableau 9) : pour chaque plage de valeurs fournie (par une référence), la moyenne géométrique est calculée. Lorsqu'une seule valeur est fournie, elle est considérée comme étant déjà une moyenne. Lorsque la borne inférieure des plages est nulle, la moyenne calculée est arithmétique et non géométrique.
2. Calcul pour un traitement individuel : l'abattement retenu pour chaque traitement individuel et chaque groupe de pathogènes est égal à la moyenne géométrique des moyennes des abattements calculées précédemment.
3. Calcul pour une filière (un ou plusieurs traitements) : l'abattement retenu pour chaque filière et chaque groupe de pathogènes est égal à la somme des abattements pour les différents traitements composant la filière. Si la somme est supérieure au maximum théorique (soit le logarithme de la concentration moyenne en entrée de station), alors la valeur retenue est égale à ce maximum théorique.

Les valeurs obtenues sont présentées dans le Tableau 11. La même démarche a été adoptée pour calculer les abattements de référence (pour la filière de référence). Attention, le lagunage de finition (« polissage ») est différent d'un lagunage tertiaire avec objectif de désinfection : le lagunage de « polissage » permet uniquement de réduire les matières en suspension dans les effluents (Racault et al. 1997). Pour cette raison, aucun abattement de pathogènes n'a été attribué à ce traitement de finition.

Tableau 11. Abattements retenus pour les filières disponibles dans ACV4E

Id. filière	Filières eau disponibles dans ACV4E			Abattements retenus (log)			
	Traitement primaire	Traitement secondaire	Traitement tertiaire	Virus	Bactéries	Protozoaires	Helminthes
1	-	Boues activées	-	1,40	2,66	2,33	-
2	-	Boues activées	Filtres à sable et charbon actif	2,40	4,14	5,00	-
3	-	Boues activées	Lagunage tertiaire (désinfection)	3,13	4,66	5,00	3,00
4	-	Filtres plantés de roseaux	-	0,50	2,80	-	-
5	-	Filtres plantés de roseaux	Lagunage tertiaire (désinfection)	2,23	4,80	5,00	3,00
6	-	Lagunage naturel	-	2,83	4,57	5,00	3,00
7	-	Lagunage aéré	-	-	1,10	-	1,70
8	-	Lagunage aéré + nit/dé nit + déphosphatation	-	1,40	2,66	2,33	-
Filière de référence (Harder et al. 2014)				Abattements retenus (log)			
Réf.	Décantation primaire + pré-aération	Boues activées	Filtre granulaire + zone humide	2,25	3,56	4,33	0,71

Onema

Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr

Irstea

Centre de Montpellier
361 rue J-F Breton
34196 Montpellier

04 67 04 63 00

www.irstea.fr