

Revue de l'évaluation de la vulnérabilité microbienne durant la filtration sur berge et la recharge contrôlée des aquifères

Revue de littérature

Dernière révision : Juin 2022

Québec 

POLYTECHNIQUE
MONTRÉAL

LE GÉNIE
EN PREMIÈRE CLASSE



Titre du projet : Revue de l'évaluation de la vulnérabilité microbienne durant la filtration sur berge et la recharge contrôlée des aquifères

Équipe de réalisation :

- Paul Baudron
Département des génies civil, géologique et des mines (Polytechnique Montréal)
- Christoph Sprenger
Kompetenzzentrum Wasser Berlin (Allemagne)

Dernière révision : Juin 2022

Financement : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC)

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) pour le financement accordé à ce projet.

Merci à nos collaborateurs de la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines du MELCC pour vos commentaires pertinents: Marie-Catherine Talbot-Poulin, Philippe Cantin, Martin Stapinsky, Asma Chemingui ainsi que l'ensemble de l'équipe.

Nous tenons également à souligner la contribution de la professeure Janie Masse-Dufresne du Département de génie de la construction de l'École de Technologie Supérieure pour la relecture du rapport.

Abréviations et notations

- RCA : Recharge contrôlée des aquifères
- FSB : Filtration sur berge
- ÉQRM : Évaluation quantitative du risque microbien
- TRL : Taux de réduction logarithmique
- λ_s : Taux d'élimination spatial
- λ : Taux d'élimination temporel
- BR : Bassins de recharge
- TSA : Traitement sol-aquifère

Table des matières

Introduction	7
1 Transport microbien durant la filtration sur berge et la recharge contrôlée des aquifères	9
1.1 Choix des micro-organismes pathogènes et des organismes indicateurs	9
1.2 Équations	9
1.3 Sélection des cas d'étude réels	10
1.4 Taux d'élimination des virus	12
1.5 Taux d'élimination des protozoaires	14
1.6 Taux d'élimination des bactéries	15
1.7 Synthèse : Taux d'élimination pour la FSB et la RCA	16
2 Évaluation quantitative du risque microbien appliquée à la recharge contrôlée des aquifères et à la filtration sur berge	18
2.1 Principe de l'ÉQRM et adaptation à la FSB et RCA	18
2.2 Aperçu du cadre juridique de l'ÉQRM	21
2.3 Exemples d'application de l'ÉQRM sur des sites FSB et RCA	22
3 Discussion	28
3.1 Rôle déterminant des taux de dilution et des temps de résidence	28
3.2 Enjeu d'échantillonnage	29
3.3 Évaluation de risques chimiques	29
4 Conclusion	31
Références	33

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Taux de réduction logarithmique des virus estimés à partir des études de terrain.....	14
Tableau 2 : Taux de réduction logarithmique des protozoaires estimés à partir d'études de terrain .	15
Tableau 3 : Taux de réduction logarithmique des bactéries estimés à partir d'études de terrain	16
Tableau 4 : Paramètres utilisés dans les évaluations quantitatives du risque microbien (ÉQRM) pour la recharge contrôlée des aquifères (RCA)	24

Liste des figures

Figure 1 : Trois types d'installation de recharge contrôlée des aquifères : a) la filtration sur berge; b) le bassin de recharge; c) le traitement sol-aquifère.....	7
Figure 2 : Taux d'élimination spatial (a) et temporel (b) des virus selon les études de cas sélectionnées et les études de référence.....	13
Figure 3: Synthèse des gammes de taux d'élimination spatial (λ_s) et temporel (λ) et de vitesses d'écoulements obtenus à partir des études de terrain et de études de référence.....	17
Figure 4: Aperçu de l'évaluation quantitative des risques microbiens (adapté de Beaudeau et al., 2015).....	18
Figure 5 : Surestimation du taux de réduction logarithmique en cas de non prise en compte du taux de dilution d'eau infiltrée dans le mélange pompé.....	29

Introduction

La recharge contrôlée des aquifères (RCA) est largement acceptée comme une technique efficace pour l'atténuation d'une vaste gamme de contaminants contenus dans les eaux de surface, incluant les microbes pathogènes. Cette atténuation repose sur le passage de l'eau dans l'aquifère comme une barrière de traitement (Page et al., 2010 ; Schijven, 2002 ; Sidhu et al., 2015 ; Tufenkji et al., 2002). Plusieurs types d'installation sont utilisées, parmi lesquelles les trois illustrées ci-après. Il est à mentionner qu'il n'existe pas nécessairement de consensus francophone quant à leur dénomination.

- La filtration sur berge (FSB, Figure 1a), où des puits sont installés à proximité immédiate de cours d'eau afin d'induire par pompage l'infiltration de l'eau de surface au sein des berges;
- Les bassins de recharge (BR, Figure 1b) où de l'eau de surface est acheminée à des réservoirs aménagés à proximité de puits. Par infiltration naturelle, ils apportent des volumes d'eau additionnels aux aquifères;
- Le traitement sol-aquifère (TSA, Figure 1c), similaire aux bassins de recharge, mais où une zone volontairement non-saturée sous un bassin permet un pré-traitement additionnel.

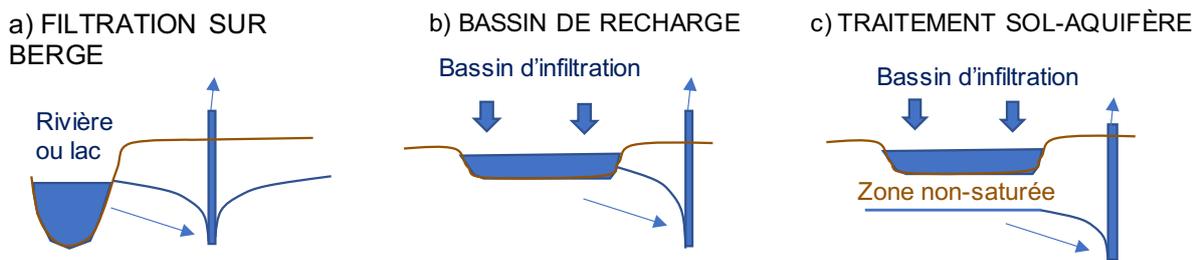


Figure 1 : Trois types d'installation de recharge contrôlée des aquifères : a) la filtration sur berge; b) le bassin de recharge; c) le traitement sol-aquifère.

Le devenir et le transport des micro-organismes pathogènes pendant la RCA dépend non seulement de la charge microbienne dans l'eau de surface, mais également d'un ensemble de variables spécifiques au site: la qualité de l'eau brute, la géochimie de l'aquifère et de l'eau d'infiltration, la composition et l'hétérogénéité du matériel aquifère, la température de l'eau, le temps de séjour des eaux d'infiltration, la vitesse d'écoulement et le régime de pompage. Compte tenu de la complexité des interactions entre ces paramètres, il n'est pas surprenant que des prévisions quantitatives de l'atténuation microbienne, applicables à tous les sites, soient difficiles à obtenir, expliquant ainsi la difficulté de mise en place de normes d'évaluation de la vulnérabilité d'un site de RCA à des contaminants microbiologiques.

L'évaluation quantitative du risque microbien (ÉQRM) est une méthode de calcul pour quantifier le risque sur la santé humaine causé par l'ingestion de micro-organismes pathogènes dans l'eau

potable et accompagner les prises de décision relatives à la sécurité microbienne des systèmes d'eau potable. Depuis une quinzaine d'années, l'ÉQRM est décrite dans les recommandations d'un nombre croissant de juridictions comme une méthode à considérer pour l'interprétation des données microbiologiques. Elle fait même partie d'un cadre réglementaire pour certains aspects de la protection de la qualité de l'eau, dans des pays comme l'Australie, les Pays-Bas ou les États-Unis. L'une des étapes dans l'ÉQRM est l'évaluation de la performance combinée des différentes étapes du processus de traitement de l'eau, qui est spécifique aux équipements et conditions propres à chaque site. Elle peut être réalisée à partir des taux d'élimination réels obtenus de mesures in-situ, spécifiques au site et au contaminant concerné. Cependant, en raison du coût associé à de telles déterminations locales, les études de cas adoptent généralement des taux d'élimination microbiologique tirés de la littérature et représentatifs des scénarios considérés.

Il est rare de trouver dans la littérature et dans les bases de données des mentions spécifiques au passage de l'eau de surface dans les aquifères, contrairement aux infrastructures industrielles utilisées pour le traitement de l'eau potable (p. ex. membranes de filtration, systèmes d'ozonation). Cela s'explique notamment par la difficulté de réaliser une évaluation représentative des taux d'élimination microbiologiques propres au passage des différents micro-organismes pathogènes dans différentes conditions hydrogéologiques. La faible disponibilité de données explique en grande partie le développement restreint des travaux appliquant l'ÉQRM aux différents types d'installation de RCA. Pour autant, l'ÉQRM présente un potentiel certain pour anticiper la propagation de micro-organismes pathogènes dans les prélèvements en RCA.

Dans ce contexte, la présente revue de littérature a pour objectif d'illustrer les possibilités offertes par l'étude quantitative du risque microbien comme méthode d'évaluation de la vulnérabilité microbienne dans les sites de recharge contrôlée des aquifères, avec une emphase particulière sur la filtration sur berge.

- Le chapitre 1 porte sur le **transport des microbes pendant la FSB et la RCA**. Il présente un examen comparatif d'une sélection d'études de terrain qui se sont concentrées sur le transport microbien en subsurface durant la FSB et la RCA. Il discute notamment des gammes de taux de réduction logarithmiques spatial et temporel que l'on peut attendre en fonction des temps de séjour en subsurface.
- Le chapitre 2 porte sur **l'application de l'ÉQRM à la FSB et la RCA**. Il détaille le principe de l'ÉQRM, liste un certain nombre de juridictions incluant l'ÉQRM dans leurs réglementations ou recommandations pour l'eau potable et présente plusieurs études ayant appliqué l'ÉQRM à la FSB et la RCA. Également, il discute de limites de l'application de l'ÉQRM pour les installations de FSB et RCA en matière de données et de connaissances.
- Le chapitre 3 propose une discussion sur **différents aspects méthodologiques** complémentaires à ceux relevés durant les chapitres 1 et 2.

1 Transport microbien durant la filtration sur berge et la recharge contrôlée des aquifères

1.1 Choix des micro-organismes pathogènes et des organismes indicateurs

Le choix d'organismes indicateurs appropriés pour révéler des contaminations microbiologiques dépend des conditions régionales telles que l'incidence et la gravité des maladies en lien avec l'eau potable ainsi que des caractéristiques des sources d'eau (WHO, 2011). D'un point de vue pratique, il n'est pas possible de surveiller tous les micro-organismes pathogènes potentiellement transmissibles par l'eau, y compris les bactéries, les virus et les protozoaires. Il est donc plus pratique d'identifier des micro-organismes pathogènes de référence qui représenteront le groupe de bactéries, de virus et de protozoaires. En général, la concentration de l'organisme indicateur doit présenter un schéma temporel et spatial similaire à celui du micro-organisme pathogène considéré.

Pour une présentation détaillée des micro-organismes pathogènes typiquement retrouvés dans les ressources en eau au Canada et de leur comportement dans les systèmes de traitement d'eau, le lecteur est invité à consulter plusieurs rapports récemment publiés par Santé Canada (Santé Canada, 2019a; 2019b; 2020a; 2020b).

1.2 Équations

Le taux de réduction logarithmique (TRL) est une mesure de la capacité de l'installation de traitement, dans ce cas le milieu géologique, à éliminer les micro-organismes. Le TRL est déterminé selon l'équation suivante :

$$\text{TRL} = \log_{10}(C_0) - \log_{10}(C_x) = -\log_{10}\left(\frac{C_x}{C_0}\right) \quad \text{eq. 1}$$

où

C_0 est le nombre de micro-organismes viables à l'eau de surface

C_x est le nombre de micro-organismes viables à l'eau souterraine brute

Un TRL de 1 équivaut à un abattement de 90 %, un TRL de 2 équivaut à un abattement de 99%, etc. L'atténuation des micro-organismes pathogènes peut être due à un abattement physique (filtrage, sorption irréversible) du micro-organisme pathogène considéré ou à son inactivation/mort.

L'atténuation des microbes est souvent décrite comme un processus de premier ordre (Derx et al., 2013 ; Pang, 2009 ; OMS, 2006) où le transport microbien se produit le long d'un écoulement unidimensionnel. Dans les milieux hétérogènes présentant une granulométrie étalée, à l'instar des dépôts alluviaux que l'on trouve généralement sur les sites de FSB, la loi du premier ordre s'avère appropriée pour décrire le transport microbien (Pang et al., 2005). La description du taux du premier ordre résume tous les effets des processus irréversibles (c'est-à-dire la filtration, la mort ou l'inactivation, la sorption irréversible) selon WHO (2006b):

$$C_t = C_0 e^{-\lambda t} \text{ ou } \ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = -\lambda t \text{ ou } \log_{10}\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = -\frac{\lambda}{2.3} t \text{ eq. 2}$$

où

C_t est la concentration restante de micro-organismes après le temps t

C_0 est la concentration initiale à $t=0$

λ est le taux d'élimination temporel

Dans les études examinées, lorsque plusieurs points d'observation sont disponibles, le taux d'élimination spatial (λ_s) peut être obtenu de la pente d'un diagramme $\log_{10}(C_x/C_0)$ en fonction de la distance à l'eau de surface (x), en reprenant une démarche existante (Pang, 2009 ; Pang et al., 2005). Lorsque des mesures à une seule distance sont disponibles, λ_s peut être directement calculé à partir de la concentration maximale à une seule distance :

$$\lambda_s = -\frac{\ln\left(\frac{C_x}{C_0}\right)}{x} = -2.3 \frac{\log_{10}\left(\frac{C_x}{C_0}\right)}{x} \quad (\text{Pang, 2009}) \text{ eq. 3}$$

Où C_x est la concentration restante de micro-organismes à une distance x de l'eau de surface.

Le taux d'élimination spatial (λ_s) peut également être utilisé dans la modélisation du transport et inclus dans l'équation 2 après avoir été converti en taux d'élimination temporel (λ) par les vitesses d'écoulement fournies dans les cas d'étude tel que $\lambda = 2.3 \cdot V \cdot \lambda_s$. Les deux approches donnant généralement des résultats similaires, il est régulièrement considéré que le taux d'élimination spatial peut être converti de manière fiable en un taux d'élimination temporel si la vitesse de transport est connue (Pang, 2009 ; Pang et al., 2005), étant attendu que la vitesse d'écoulement soit inversement proportionnelle à la capacité d'atténuation des contaminants. À cet effet, cette étude a repris les vitesses d'écoulement des études sélectionnées ou les a déduites des informations de terrain lorsqu'elles n'étaient pas présentées directement.

1.3 Sélection des cas d'étude réels

L'évaluation des TRL en conditions réelles (sur le terrain) permet d'intégrer les propriétés des aquifères associées à l'hétérogénéité des milieux et à l'échelle de transport, contrairement aux études en colonne pour lesquelles il est difficile de reproduire fidèlement le milieu naturel. Il existe un consensus sur le fait que les taux d'élimination microbien entre l'eau de surface et l'eau souterraine brute (exprimés en \log_{10}/m ou \log_{10}/j) dérivés des études de terrain sont souvent inférieurs d'un ordre de grandeur à ceux qui sont obtenus des études sur colonne en laboratoire (Pang, 2009 ; OMS, 2006). Les études de terrain sont donc la source d'informations la plus pertinente pour préparer des stratégies de gestion des risques. **Par conséquent, les prévisions de réduction des micro-organismes pathogènes peuvent surestimer de manière considérable l'atténuation microbienne réelle si elles sont basées sur des expérimentations en colonne, en particulier pour des écoulements représentant des temps de séjour ou des distances importantes.**

D'autre part, on dispose de relativement moins d'informations sur le transport microbien à partir d'études sur le terrain qu'à partir d'études sur colonne (Pang, 2009). Les études de terrain sont difficiles à comparer entre elles en raison de propriétés hydrogéologiques et de pratiques opérationnelles propres à chaque site. Par exemple, la distance entre un puits et l'eau de surface, dans le cas de la FSB, ou entre le puits et le bassin de recharge dans le cas de la BR, doit être évaluée différemment pour un puits horizontal ou pour un puits vertical en raison de schémas d'écoulement différents. Le large éventail des propriétés des aquifères associées au transport microbien rend également la comparaison difficile. Par exemple, un aquifère au roc a des propriétés vis à vis de la réduction des micro-organismes pathogènes sensiblement différentes à celles d'un aquifère formé de sable.

Certaines règles générales quant au comportement des contaminants microbiologiques peuvent toutefois être tirées de la littérature :

- L'inactivation microbienne est plus importante dans les sols et dans la zone vadose que dans la zone saturée des aquifères (Pang, 2009);
- Les virus entériques persistent plus longtemps dans les aquifères que les bactéries (Pedley et al., 2006);
- On peut s'attendre à une survie prolongée des virus entériques et du *Cryptosporidium* dans les aquifères saumâtres à faible teneur en oxygène dissous et au faible potentiel d'oxydoréduction (Sidhu et al., 2015 ; Wielen et al., 2008);
- Les virus à ADN (par exemple les adénovirus) ont des chances de survivre plus longtemps que les virus à ARN (par exemple les Coxsackievirus) (Sidhu et al., 2015);
- L'inactivation microbienne se produit plus rapidement lorsque la température de l'eau est plus élevée (Harvey et Ryan, 2004), bien que cela dépende du type de micro-organisme (WHO, 2006b).

Afin de compiler des informations comparables et discutables dans leur globalité, la sélection des études de terrain s'est basée sur les exigences suivantes:

- Présence des indicateurs microbiologiques à l'eau brute pompée au puits;
- Filtration sur berge (FSB), bassins de recharge (BR) ou traitement sol-aquifère (TSA), tels qu'illustrés par la Figure 1;
- Aquifères poreux de sable ou de gravier;
- Conditions d'oxydo-réduction oxygène à suboxygène, qui régissent un grand nombre de sites de FSB et RCA;
- Évaluation du temps de séjour de l'eau infiltrée.

Le premier critère, visant à se limiter aux études de terrain qui font état d'une détection microbienne supérieure à la limite de détection dans l'eau prélevée, a conduit à l'exclusion de nombreuses études en raison du faible nombre d'organismes généralement détectés dans les eaux souterraines brutes aux sites de FSB ou de RCA. En effet, le TRL qui est calculé à partir de valeurs sous la limite de détection est nécessairement une surestimation, qui ne permet pas une évaluation réaliste du risque microbien.

Au total, neuf sites de RCA ont été sélectionnés à partir de sept études, à savoir Betancourt et al. (2014), Kvitsand et al. (2017), Medema et Stuyfzand (2002), Sprenger et al. (2017b), Wang et al. (2000), Wang (2002) et Weiss et al. (2003). Cinq sites procédaient à de la filtration sur berge (FSB, Figure 1a), deux utilisaient des bassins de recharge (BR, Figure 1b) et deux utilisaient un système de traitement sol-aquifère, où l'eau de recharge parcourt également la zone non-saturée (TSA, Figure 1c).

Pour contraster la plausibilité des résultats issus des études de terrain sélectionnées, les données de deux études additionnelles et basées sur des essais en laboratoire, des modélisations ou des compilations de données ont été utilisées comme références. Pang (2009) a établi une base de données sur les taux d'élimination des microbes après avoir analysé les données publiées issues d'expériences de terrain et de mesures sur des carottes de sol. Derx et al. (2013) a simulé le transport de virus par modélisation numérique sur un site de FSB sujet aux inondations d'une rivière afin d'étudier le rôle de la vitesse de l'eau d'infiltration sur l'atténuation des virus. Les taux d'élimination étaient tirés d'études de terrain sur des sites non-RCA, par exemple des virusensemencés dans un aquifère de plaine d'inondation (DeBorde et al., 1999), ou dérivés d'un site aquifère expérimental (Bales et al., 1995 ; Blanford et al., 2005).

1.4 Taux d'élimination des virus

Les taux d'élimination spatial et temporel des virus, les vitesses d'écoulement et les propriétés des aquifères sont illustrés dans la Figure 2 et résumés dans le Tableau 1. Les **taux d'élimination spatial (λ_s)** des virus recueillis dans le cadre de la présente étude ont une valeur moyenne de 0.16 \log_{10}/m et couvrent la plage 0.07-0.189 \log_{10}/m , en excluant les adénovirus et les norovirus humains du génogroupe II, dont le comportement est différent. Cette gamme se situe dans un intervalle plus restreint que dans les études comparatives : Derx et al. (2013) ont évalué λ_s entre 0.01-0.89 \log_{10}/m , valables pour les bactériophages (MS2 et PRD1), tandis que Pang (2009) a obtenu 0.018-0.218 \log_{10}/m pour des sites de filtration sur berge. En incluant dans les études de terrain sélectionnées l'atténuation spatiale constatée pour l'adénovirus humain, la limite supérieure passe à 0.354 \log_{10}/m , ce qui reste nettement inférieur au 0.89 \log_{10}/m rapporté par Derx et al. (2013).

Les **taux d'élimination temporels (λ)** des études de terrain se situent entre 0.099-2.22 \log_{10}/j avec une valeur moyenne de 0.869 \log_{10}/j . Ils sont plus faibles que les taux maximum calculés par Derx et al. (2013). **Cette différence peut s'expliquer par le fait que les études considérées par Derx et al. (2013) englobaient une grande gamme de vitesses d'écoulement (de 0.2 à 147 m/j) et des granulométries grossières**, notamment pour celles étudiant les bactériophages PRD1 et MS2. En se limitant aux vitesses d'écoulement présentées dans le Tableau 1 (1.2 à 13.6 m/j), la gamme des λ de Derx et al. (2013) se limiterait alors à 0.07-1.02 \log_{10}/j , donc dans une gamme comparable à celle des études de terrain sélectionnées.

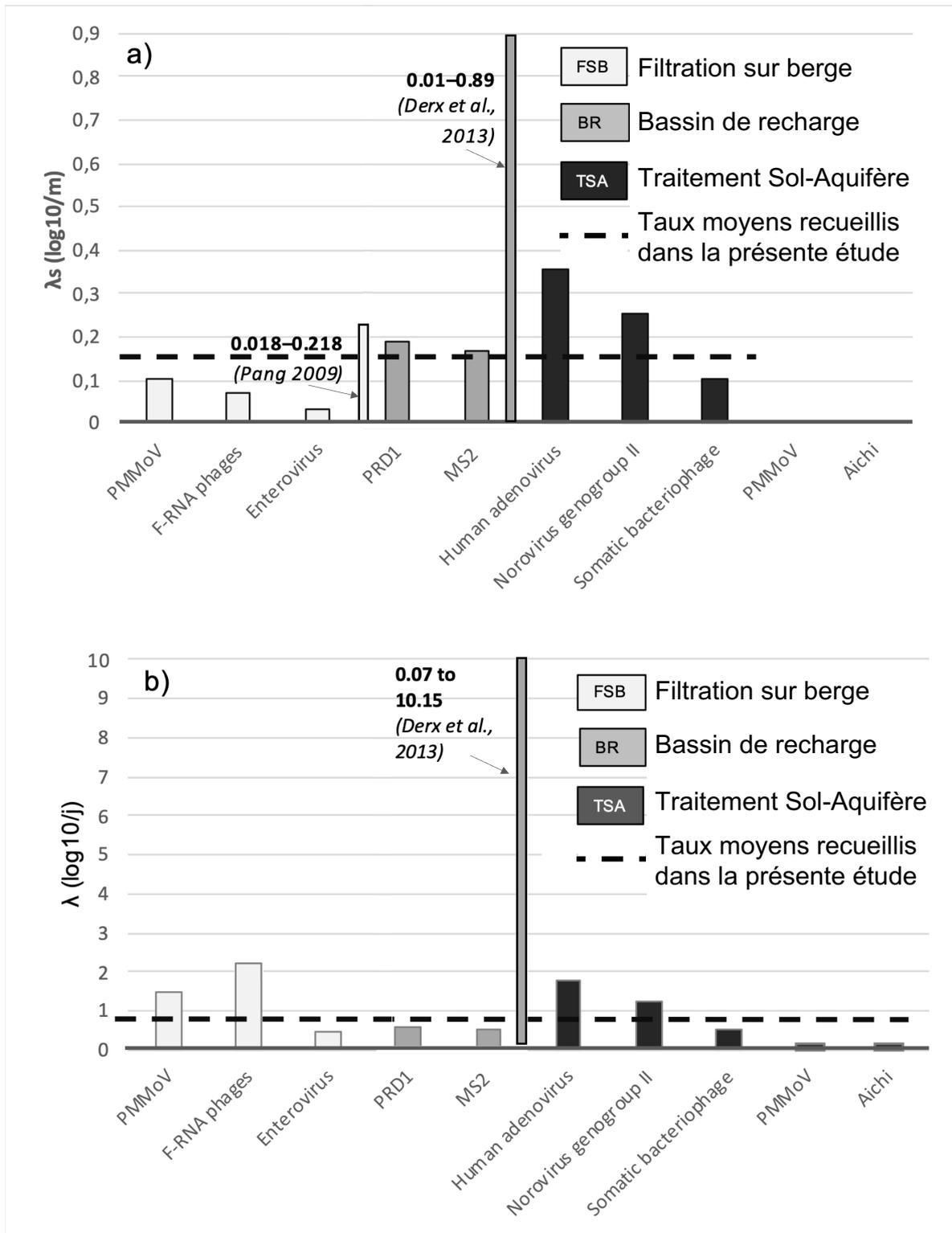


Figure 2 : Taux d'élimination spatial (a) et temporel (b) des virus selon les études de cas sélectionnées et les études de référence.

Tableau 1 : Taux de réduction logarithmique des virus estimés à partir des études de terrain

Micro-organisme	n	λ_s (log ₁₀ /m)	λ (log ₁₀ /j)	t (j)	v (m/j)	d (m)	Type de RCA	Aquifère, site	Référence
F-RNA phages	2	0.07 ^e	1.52 – 2.22 ^b	2.2 - 3.2	9.33 – 13.6	27	FSB	Gravier et sable moyen-fin	Weiss et al. (2003)
PMMoV	4	0.104 ^c	1.49 ^b	~5	6 ^d	31	FSB	Sable alluvial, gravier et silt	Betancourt et al. (2014)
Enterovirus	1	0.032 ^c	0.46 ^b						
Aichivirus	1	NA	0.099 ^c	5	NA	NA	TSA	Sable, Gravier, silt	
PMMoV	1		0.111 ^c						
MS2	6	0.170 ^a	0.47 – 0.58 ^b	1.7 - 26	1.2 – 1.5	2.4 - 30	BR	Sable de dune	Medema and Stuyfzand (2002)
PRD1	6	0.189 ^a	0.52 – 0.65 ^b						
Phages somatiques	4	0.105 ^c	0.52	1.4	2	3	TSA	Gravier sableux	Sprenger et al. (2017b)
Adénovirus humains	2	0.354 ^c	1.77						
Norovirus genogroup II	2	0.251 ^c	1.26						

Les variables du tableau correspondent à : n = nombre de positifs; λ_s = taux d'élimination spatial; λ = taux d'élimination temporel ; t = temps de séjour de l'eau infiltrée; v = vitesse d'écoulement; d = distance parcourue dans l'aquifère ; PMMoV = virus de la marbrure légère du piment. Les indices correspondent à : a = calculé à partir de la pente du log₁₀ (C_x/C₀) en fonction de la distance ; b = calculé avec $2.3 * v * \lambda_s$; c = calculé à partir de la concentration de pointe ; d = calculé avec le temps de parcours/distance ; e = données de Pang (2009).

1.5 Taux d'élimination des protozoaires

Les études de terrain qui ont détecté la présence de protozoaires aux puits de pompage sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Taux de réduction logarithmique des protozoaires estimés à partir d'études de terrain

Organisme	n	λ_s (log ₁₀ /m)	λ (log ₁₀ /j)	t (j)	v (m/j)	d (m)	Type de RCA	Aquifère, site	Référence
<i>Giardia</i>	1	0.525 ^c	0.38 ^b	7	0.3	22	FSB	Roosteren, Sable fluvial	Medema and Stuyfzand (2002)
SSRC	3	0.01 ^a	0.02 - 0.07	2 - 70	0.9 – 1.3	1.8 - 65	BR	Scheveningen, Sable fluvial	
	3	0.02 ^a		7 - 43	1.8 – 3.2	22 - 138			
Protozo.	3	0.07 ^e	0.48 - 0.64 ^b	7.5	3 - 4	30	FSB	Ohio Mile 592. Alluvial	Wang (2002)
<i>Clostrid. perfring.</i>	2	0.126 ^e	2.7 - 3.94 ^b	2.0 - 2.9	9.33 – 13.6	27	FSB	Rivière Ohio à Jefferson, gravier mélangé à du sable fin	Weiss et al. (2003)

Les variables du tableau correspondent à : n = nombre de positifs; λ_s = taux d'élimination spatial; λ = taux d'élimination temporel ; t = temps de séjour de l'eau infiltrée; v = vitesse d'écoulement; d = distance parcourue dans l'aquifère ; PMMoV = virus de la marbrure légère du piment. Les indices correspondent à : a = calculé à partir de la pente du log₁₀ (C_x/C₀) en fonction de la distance ; b = calculé avec 2.3*v* λ_s ; c = calculé à partir de la concentration de pointe ; d = calculé avec le temps de parcours/distance ; e = données de Pang (2009).

1.6 Taux d'élimination des bactéries

Les études de terrain qui répondent aux critères de sélection pour faire ressortir les taux d'élimination des bactéries sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Taux de réduction logarithmique des bactéries estimés à partir d'études de terrain

Organisme	n	λ_s (log ₁₀ /m)	λ (log ₁₀ /j)	t (j)	v (m/j)	d (m)	Type de RCA	Aquifère, site	Référence
Coliformes fécaux	-	0.102 ^e	1.72 – 2.06 ^b	3.5 – 4.2	7.32 – 8.78	30.5	FSB	Sable alluvial et gravier	Wang et al. (2000)
Spores aérobies	4	0.08 ^e	1.35 - 1.62	1.7 – 2.0	7.32 – 8.78	15			
	3	0.17 ^e	1.17 – 1.57	8-10	3-4	30			Wang (2002)
Coliformes totaux	4	0.049 ^c	0.19 – 0.22 ^b	5-20	2-8	40	FSB	Sable grossier et gravier fin	Kvitsand et al. (2017)

Les variables du tableau correspondent à : n = nombre de positifs; λ_s = taux d'élimination spatial; λ = taux d'élimination temporel ; t = temps de séjour de l'eau infiltrée; v = vitesse d'écoulement; d = distance parcourue dans l'aquifère ; PMMoV = virus de la marbrure légère du piment. Les indices correspondent à : a = calculé à partir de la pente du log₁₀ (C_x/C₀) en fonction de la distance ; b = calculé avec $2.3 \cdot v \cdot \lambda_s$; c = calculé à partir de la concentration de pointe ; d = calculé avec le temps de parcours/distance ; e = données de Pang (2009).

1.7 Synthèse : Taux d'élimination pour la FSB et la RCA

La représentativité des données des sections 1.4 à 1.6 est restreinte aux contextes hydrogéologiques, biogéochimiques et microbiologiques de chaque cas d'étude. Cela explique la difficulté de déterminer des ordres de grandeur globalement applicables pour les taux d'élimination microbologique des systèmes de FSB et RCA. Quelques tendances ressortent toutefois. Typiquement, pour les virus, les gammes de taux d'élimination spatial provenant des études de terrain recensées restent en deçà des celles tirées d'études en laboratoire et de modélisations numériques. Aussi, bien que les micro-organismes pathogènes et/ou indicateurs de contamination microbienne étudiés soient différents d'une étude à l'autre, une tendance semble visible entre les différents types de RCA, avec un taux d'élimination spatial croissant depuis les FSB vers les BR, puis vers les TSA. Cela pourrait illustrer le rôle accru de la zone non saturée, caractéristique des TSA, dans le processus d'atténuation des virus. Cela est en lien avec l'hétérogénéité des populations de micro-organismes (Schijven et al., 2017), la présence de zones redox (Schijven et al., 2000), une saturation en eau variable ou l'hétérogénéité des sols (Pang, 2009). Finalement, alors que certaines études ont montré que les micro-organismes pathogènes bactériens présentent les taux d'élimination les plus rapides dans les aquifères, suivis par les protozoaires et les virus entériques (p. ex. Sidhu et al., 2015), cette tendance n'a pas été confirmée ici pour les trois groupes microbiens, tel qu'illustré par la Figure 3. De fait, les données disponibles sembleraient plutôt indiquer des taux d'élimination inférieurs pour les bactéries par rapport aux deux autres groupes. En conclusion, cette comparaison démontre qu'une base de données beaucoup plus complète serait requise pour formuler des recommandations générales.

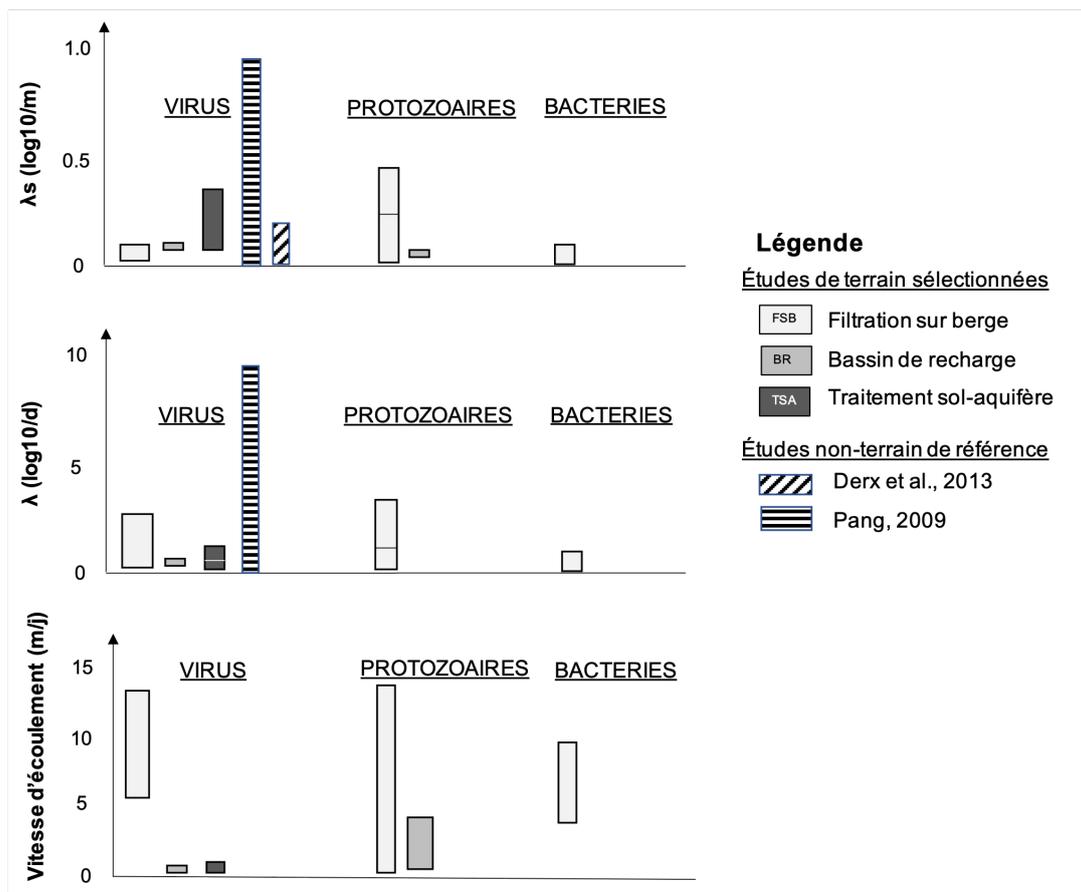


Figure 3: Synthèse des gammes de taux d'élimination spatial (λ_s) et temporel (λ) et de vitesses d'écoulements obtenus à partir des études de terrain et de études de référence.

2 Évaluation quantitative du risque microbien appliquée à la recharge contrôlée des aquifères et à la filtration sur berge

2.1 Principe de l'ÉQRM et adaptation à la FSB et RCA

La Figure 4 illustre les différentes étapes de l'ÉQRM. L'essentiel de la démarche consiste à i) identifier les risques, ii) évaluer l'exposition, iii) analyser la relation dose-effet afin d'intégrer ces éléments pour iv) quantifier les risques. Il est ensuite possible d'anticiper le risque d'une infection ou d'une maladie en fonction de l'exposition environnementale (Beaudequin et al., 2015 ; Haas et al., 2014 ; OMS, 2016b). La présente section détaille ces 4 étapes principales, ainsi que celles de la gestion des risques et de la communication.

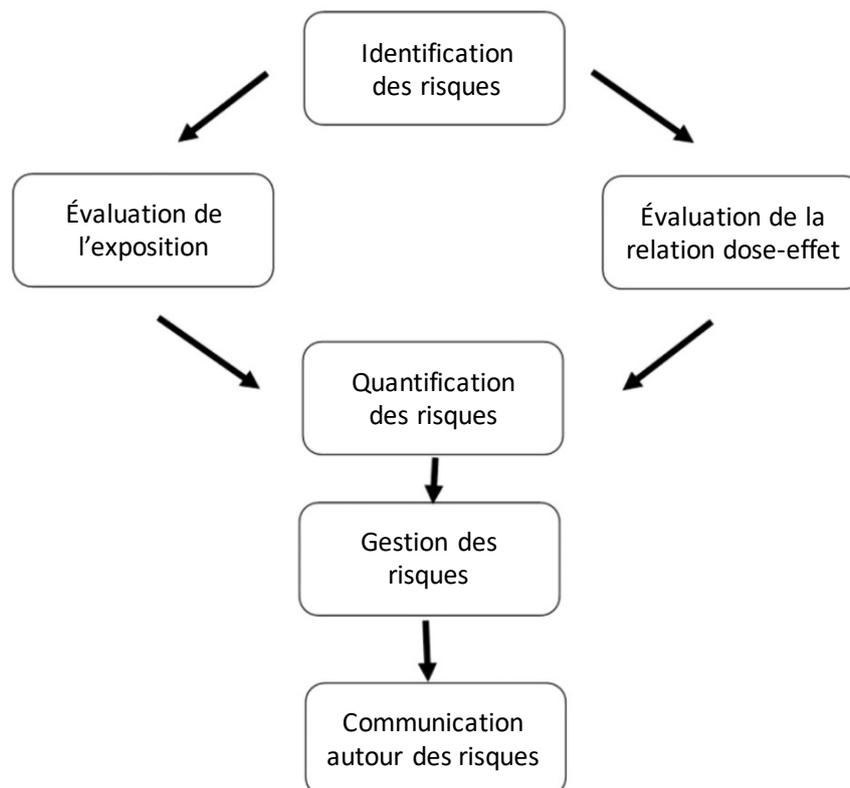


Figure 4: Aperçu de l'évaluation quantitative des risques microbiens (adapté de Beaudequin et al., 2015)

2.1.1 Identification des risques

L'identification des risques consiste à identifier les micro-organismes pathogènes et les maladies associées. Toutes les sources et tous les événements potentiels qui peuvent conduire à une percée de micro-organisme pathogènes, qu'ils puissent être contrôlés par l'opérateur ou non, doivent être documentés pour chaque composante des systèmes d'eau (WHO, 2011). Les systèmes RCA en général peuvent comporter plusieurs éléments à considérer, dont l'aire

d'alimentation de l'eau de surface, les étapes de pré et post-traitement et l'utilisation finale (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009). Chaque élément peut comporter des sources et des événements dangereux. Les risques sont souvent associés à des sources d'eau brutes de mauvaise qualité, telles que celles qui sont influencées par les eaux usées et les eaux pluviales. Plus précisément, les événements potentiellement dangereux pour la FSB et la RCA peuvent être par exemple :

- une réduction du temps de séjour dans l'aquifère en période d'inondation ou de crue, de séquences de pompage modifiées et une diminution de la rétention microbienne dans l'aquifère qui en résulte;
- l'apparition de pics de concentration dans l'eau brute, dus au débordement des égouts unitaires ou à la défaillance de stations d'épuration en amont;
- la modification des conditions d'oxydoréduction dans l'aquifère en raison d'un appauvrissement durable de l'oxygène dans l'eau de surface (p.ex. Sprenger et al., 2011) et, par conséquent, une élimination réduite des taux des micro-organismes pathogènes.

Les sources et les événements dangereux sont alors associés à la caractéristique spécifique du micro-organisme pathogène en lien avec un événement donné. Le risque microbien n'est pas le même pour deux situations différentes, telles qu'une défaillance à une station d'épuration ou une inondation. D'un point de vue pratique, il n'est pas possible d'évaluer la présence de chaque micro-organisme pathogène potentiellement dangereux pour la santé. On ne peut pas réaliser l'ÉQRM sur tous les microorganismes. Il faut donc la réaliser sur des microorganismes jugés représentatifs du risque lié à un événement donné. La sélection des micro-organismes pathogènes de référence est elle-même limitée par la disponibilité des données, notamment en ce qui concerne les modèles dose-effet humains et le passage en subsurface.

2.1.2 Évaluation de l'exposition

L'objectif de l'évaluation de l'exposition est de quantifier la taille et la nature de la population exposée au(x) pathogène(s). Elle consiste à caractériser la voie d'exposition, la distribution des micro-organismes et la durée de l'exposition. Les voies d'exposition pour la FSB et la RCA vont de la consommation quotidienne de plusieurs litres d'eau potable par les citoyens desservis à l'ingestion accidentelle de quelques millilitres lors de l'irrigation par les opérateurs.

2.1.3 Évaluation de la relation dose-effet

L'évaluation de la relation dose-effet consiste en une quantification de la relation entre la dose reçue et la probabilité d'effets sanitaires sur la population exposée. Les modèles dose-effet sont basés sur des données expérimentales. Dans l'ÉQRM, un concept important est que même un seul micro-organisme pathogène peut provoquer une infection et une maladie (WHO, 2011).

2.1.4 Quantification des risques

La quantification des risques consiste en l'intégration des données sur l'identification des risques, l'exposition et la relation dose-effet, pour calculer le risque pour la santé humaine, sa variabilité et son incertitude. La caractérisation des risques informe sur la probabilité et sur la gravité d'une infection, présentée en termes d'années de vie corrigées du facteur d'incapacité (AVCI), dont l'acronyme anglais est DALY (pour Disability Adjusted Life Years). L'AVCI est un indicateur largement utilisé pour évaluer la charge de morbidité, soit le nombre d'années « perdues » à cause d'une maladie, d'un handicap ou d'une mort précoce en lien avec un large éventail de risques environnementaux (WHO, 2016b). Les AVCI sont applicables quel que soit le type de risque (microbien, chimique ou physique) et permettent de comparer différentes charges de morbidité. Pour la consommation d'eau potable, l'OMS (2011) a utilisé une **charge de morbidité tolérable de 10^{-6} AVCI par personne et par an (pppa)**, qui est également utilisée à des fins non potables (Canada, 2010; NRMCC-EPHC-NHMRC, 2009). Une charge de morbidité tolérable de 10^{-6} AVCI pppa signifie qu'une ville d'un million de personnes souffre collectivement de la perte d'une année de vie. Un autre paramètre de comparaison de l'objectif sanitaire est le **risque annuel d'infection, avec une valeur seuil de 10^{-4}** , soit un risque d'infection annuel d'un cas pour 10,000 personnes. Il est notamment utilisé aux Pays-Bas. Ces objectifs sanitaires correspondent à des concentrations de micro-organismes pathogènes dans l'eau qu'il n'est généralement pas possible de surveiller directement (p.ex. Dean and Mitchell, 2020). Une approche ÉQRM inverse peut ainsi permettre la mise en place d'un plan de surveillance afin de vérifier la conformité à un objectif de santé préalablement défini, tel que montré par Smeets (2019).

2.1.5 Approches déterministe et probabiliste

L'ÉQRM est soit déterministe, soit probabiliste. Dans l'évaluation déterministe des risques, les données d'entrée sont typiquement des moyennes ou des percentiles. L'évaluation déterministe des risques ne tient donc pas compte des variations temporelles, telles que celles de la charge microbienne d'un cours d'eau tout au long de l'année ou celle du taux de mélange et du temps de résidence de l'eau infiltrée au sein d'un aquifère durant la FSB et la RCA. De même, l'incertitude du résultat de sortie n'est pas quantifiée.

L'évaluation probabiliste des risques permet d'intégrer la variabilité temporelle des données d'entrée, qui reflète celle des patrons biogéochimique et d'écoulement. Surtout, elle assure une prise en considération des valeurs extrêmes. Cependant, elle est plus complexe à mettre en œuvre et nécessite davantage de données pour établir une fonction de distribution des probabilités (FDP), la base de l'évaluation probabiliste des risques. Assez logiquement, l'approche probabiliste est préférée lors de la réalisation d'évaluations des risques microbiens. La détermination de l'ÉQRM des captages d'eau potable utilise ainsi généralement une dose d'exposition basée sur la méthode de simulation de Monte Carlo (Schijven et al., 2011).

2.2 Aperçu du cadre juridique de l'ÉQRM

2.2.1 Canada

Santé Canada propose depuis 2019 un guide de *Conseils sur l'utilisation de l'évaluation quantitative du risque microbien dans l'eau potable* (Santé Canada, 2019b). L'ÉQRM y est présentée comme une méthode à considérer dans la création d'une approche multi-barrière. Le guide détaille les équations et les valeurs utilisées, tout comme les hypothèses et les limites de ce type d'approche. Les micro-organismes pathogènes considérés sont *Cryptosporidium spp*, *Giardia lamblia*, *E. coli* O157:H7 et *Campylobacter spp*. Se voulant une première proposition de l'utilisation de l'ÉQRM pour l'eau potable au Canada, le guide mentionne que des modifications pourront être effectuées dans les prochaines années. Typiquement, bien qu'un système de surveillance de la qualité de l'eau de surface soit suggéré, le guide ne propose pas d'indicateurs spécifiques. Le guide met à disposition un modèle d'ÉQRM pour aider les municipalités à évaluer les risques entourant leur source d'eau potable et leur recommande la consultation des exemples présentés dans le document *Application of Quantitative Microbial Risk Assessment for Water Safety Management* (OMS, 2016b). Cela étant, malgré un intérêt croissant de la communauté scientifique (p.ex. Tfaily et al., 2015; Tolouei et al., 2019), l'utilisation de l'ÉQRM comme méthode d'analyse de risque par les agences à travers le Canada reste encore limitée (Dunn et al., 2014). Bien que les scénarios utilisés dans le modèle de Santé Canada mentionnent les traitements des filières classiques (coagulation, sédimentation, filtration, inactivation au chlore) et les traitements avancés (inactivation à l'ozone, filtre sur membrane), aucune mention de la FSB ou des RCA comme partie intégrante des traitements n'a été trouvée. Dans ce contexte, le guide actuel ne permet pas de considérer le traitement que peuvent offrir la FSB ou la RCA.

2.2.2 Union Européenne

La législation de l'Union Européenne (UE) ne présente pas non plus de réglementation portant explicitement sur l'évaluation du risque microbien pour la FSB et les RCA. La Directive Cadre de l'Eau (DCE) stipule que la surveillance de la qualité de l'eau potable peut être basée sur une ÉQRM et mentionne des exigences de contrôle et d'autorisation périodiques (DCE, 2000), mais elle n'offre que peu de détails. Récemment, une base technique pour l'élaboration de normes européennes fondée sur les risques en matière de réutilisation de l'eau, incluant la RCA, a été élaborée pour le compte de la Commission européenne (Alcalde-Sanz and Gawlik, 2017). L'approche définit des objectifs (logs) de traitement et liste des micro-organismes indicateurs pertinents sur le plan de l'hygiène pour les bactéries, les spores et les virus. Cependant, le Comité scientifique des risques sanitaires, environnementaux et émergents ainsi que l'Agence européenne de sécurité alimentaire soulignent que le rapport n'aborde pas de manière adéquate le problème des polluants d'intérêt émergent, la possible propagation de la résistance aux antibiotiques et les risques éventuels liés aux sous-produits de désinfection (Rizzo et al., 2018). En outre, la perception critique de certains États membres de l'UE, notamment en ce qui concerne la protection des eaux souterraines, a conduit à ce que la FSB et la RCA restent pour le moment exclus de cette réglementation. Malgré cela, le premier règlement européen sur les exigences

minimales pour la réutilisation de l'eau usée urbaine traitée dans l'irrigation agricole est entré en vigueur en juin 2020.

2.2.3 Organisation Mondiale de la Santé

L'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2016 le guide *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management* (WHO, 2016a). Ce guide regroupe des recommandations entourant l'utilisation de l'ÉQRM dans l'analyse des risques entourant les sources d'eau potable. Il est mentionné que les valeurs de référence pour les risques associés à la consommation d'eau potable à travers le monde n'utilisent pas toujours la même quantité d'eau consommée par jour (soit 1L ou 2L par jour). Trois utilisations distinctes pour l'ÉQRM sont présentées : l'alimentation en eau potable, la réutilisation des eaux usées et les eaux récréatives. La réutilisation des eaux traitées réfère autant à la réutilisation indirecte d'eau usées via leur rejet en amont de prises d'eau potable (aussi appelée réutilisation de facto, décrite en 2.3.1) qu'à l'utilisation directe d'eau usée traitée pour irriguer les plantations. Malgré la proximité des concepts, il n'y a pas de mention explicite de la FSB ou de la RCA.

2.2.4 Pays-Bas

Le cas des Pays-Bas est particulier. Depuis 2001, la réalisation d'ÉQRMs pour l'évaluation du risque microbien dans les sources d'eau potable est inscrite dans le « Dutch Drinking Water Act », en complément de l'absence classiquement requise à l'eau distribuée pour *E. coli* et les entérocoques (Bichai and Smeets, 2013). Ainsi, tous les systèmes produisant de l'eau potable, incluant spécifiquement la FSB et la RCA, doivent démontrer par le biais de l'ÉQRM que l'eau produite présente un risque sanitaire inférieur à une valeur donnée. Dans le cadre des captages de FSB, bien que la source des prélèvements reste considérée comme de l'eau souterraine, l'ÉQRM considère l'eau de surface comme l'eau brute à considérer dans le modèle. Quatre micro-organismes pathogènes doivent être suivis : *Cryptosporidium*, *Giardia*, entérovirus et *Campylobacter*. Des outils de calcul simple d'ÉQRM sont rendus disponibles et permettent l'application de cette méthode par les gestionnaires de prélèvement. Pour autant, le processus de modélisation est encadré par le soutien de professionnels afin d'évaluer site par site la représentativité des résultats. Offert par l'Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas, ce soutien est d'autant plus important lorsque l'on parle de captages d'eau souterraines en situation de FSB.

2.3 Exemples d'application de l'ÉQRM sur des sites FSB et RCA

Les risques les plus élevés pour la santé humaine sont associés à la réutilisation de l'eau usée (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; Toze, 2006). Il n'est donc pas surprenant que la plupart des publications sur l'ÉQRM appliquée aux sites de FSB et RCA aient été menées dans le cadre de programmes de réutilisation de l'eau usée. Les données des Pays-Bas, où la réalisation d'ÉQRM est imposée aux opérateurs de champ captant sur les différents types de captage d'eau, restent strictement confidentielles et ne sont pas publiées. La présente section présente six études de cas

publiées où la ÉQRM a été appliquée à la FSB et la RCA. Le Tableau 4 donne un aperçu des paramètres et des hypothèses utilisés dans ces dernières.

Tableau 4 : Paramètres utilisés dans les évaluations quantitatives du risque microbien (ÉQRM) pour la recharge contrôlée des aquifères (RCA)

Pathogène	Eau brute	Traitement	Voie d'exposition (utilisation finale)	Fréquence et durée de l'exposition	Charge de la santé Moyenne/Médiane	Référence
<i>E. coli</i> O157:H7. O26:H11	Eaux usées	Tertiaire, UV, hypochlorite de sodium, passage d'aquifère	Manger des récoltes brutes contaminées, ingérer lors de baignades sur les plages côtières	20 mL/jour ; 48 jours/an (consommation), inoculation accidentelle de 50 mL/ par baignade	risque négligeable pour la santé et impacts insignifiants sur la qualité des eaux côtières	Masciopinto et al. (2020)
<i>E. coli</i> O157:H7	Rivière	FSB (passage de l'aquifère) et désinfection au chlore	Ingestion, boisson	3.12 L/j, (365 j/an)	0.115 AVCI pppa (sans traitement), 0.00165 AVCI pppa (avec traitement)	Bartak et al. (2014)
<i>Campylobacter</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Rotavirus</i>	Eaux usées, Eaux pluviales urbaines	Passage primaire, secondaire, aquifère	Ingestion d'aérosols, ingestion courante et ingestion accidentelle	0.1 mL, 90/personne/an (Inges. par pulv.) ; inges. courante de pulv. d'irrigation 1 mL, 90/personne/an ; ingestion accidentelle pendant l'irrigation 100 mL 1/personne/an	<i>Campylobacter</i> ~ 10 ⁻⁷ -10 ⁻⁶ AVCI <i>Rotavirus</i> 10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁴ AVCI, <i>Cryptosporidium</i> 10 ⁻⁸ - 10 ⁻⁷ AVCI	Toze et al. (2010)
<i>Campylobacter</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Rotavirus</i>	Eaux usées	Primaire, passage dans l'aquifère, chloration	Ingestion, boisson	Eau potable (sans autre précision)	<i>Campylobacter</i> 1.0 × 10 ⁻¹⁰ AVCI, <i>Rotavirus</i> 8.4 × 10 ⁻⁴ AVCI, <i>Cryptosporidium</i> 1.5 × 10 ⁻⁴ AVCI	Page et al. (2010)
	Eaux usées, eaux pluviales	Secondaire, zone humide, passage d'aquifère, chloration			<i>Campylobacter</i> 1.0 × 10 ⁻¹⁰ AVCI, <i>Rotavirus</i> 4.9 × 10 ⁻⁵ AVCI, <i>Cryptosporidium</i> 5.3 × 10 ⁻⁹ AVCI	
	Eaux usées	Traitement tertiaire, passage en aquifère, filtration rapide sur sable, UV			<1×10 ⁻¹⁰ AVCI (tous les micro-organismes pathogènes)	
	Eaux pluviales	Zone humide, passage d'aquifère, chloration, UV			<i>Campylobacter</i> 1×10 ⁻¹⁰ AVCI, <i>Rotavirus</i> 5×10 ⁻⁸ AVCI, <i>Cryptosporidium</i> 2×10 ⁻¹⁰ AVCI	

2.3.1 Réutilisation de facto

Dans le cadre de la FSB, dont les eaux de surface sont généralement la source principale de recharge, les captages peuvent être affectées par les rejets d'effluents des stations d'épuration des eaux usées en amont. On parle alors de réutilisation *de facto* d'effluents dans les captages d'eau de surface. Une quantification des impacts des effluents d'eaux usées sur des cours d'eau en Allemagne a révélé que dans les zones densément urbanisées, il faut s'attendre à des contributions en volume des effluents atteignant à 30 à 50 % de celui des eaux de surface durant les étiages (Karakurt et al., 2019). Cela étant, cette réutilisation *de facto* n'est que rarement reconnue et peut contribuer à des risques microbiologiques (par exemple liés aux virus pathogènes) et chimiques (par exemple des composés organiques à l'état de traces) pour les utilisateurs d'eau ultérieurs.

2.3.2 Eau de baignade

Dans une publication récente, Masciopinto et al. (2020) ont calculé les risques microbiens pour un site de RCA de type traitement sol-aquifère (TSA) où une eau usée ayant subi un traitement tertiaire est infiltrée dans un aquifère fracturé par percolation dans une tranchée, avant de faire résurgence dans les eaux de baignade. Les auteurs se sont concentrés sur le développement de relations dose-effet pour les souches pathogènes d'*E. coli* O157:H7 et O26:H11. Sur la base d'une évaluation des risques (Soller et al., 2010 ; Truchado et al., 2017), ils ont d'abord évalué ces souches pathogènes à 17%¹ du nombre total d'*E. coli* (Masciopinto et al., 2020) puis appliqué une distribution de Poisson sur les concentrations de *E. coli* pour chaque dose infectieuse. Un suivi des *E. Coli* a permis d'évaluer le rôle de barrière hygiénique du passage dans l'aquifère fracturé. Les résultats ont indiqué un risque sanitaire négligeable et des impacts non significatifs sur la qualité des eaux de baignade côtières malgré la présence d'*E. coli* pathogène dans les eaux usées utilisées pour le RCA. Les protozoaires et les virus, généralement plus résistants que *E. coli* aux traitements de désinfection, n'ont pas été pris en compte dans cette approche d'ÉQRM et les auteurs recommandent de compléter la démarche par une ÉQRM utilisant des pathogènes plus persistants (Masciopinto et al., 2020).

2.3.3 Charge tolérable majorée

Bartak et al. (2014) ont réalisé une ÉQRM en suivant les lignes directrices australiennes sur des sites de RCA (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009), y compris sur un site de FSB à Haridwar (Inde). Les auteurs ont utilisé *E. coli* O157:H7. Un aspect très particulier de cette étude est l'utilisation d'une charge tolérable augmentée à 0.005 AVCI pppa au lieu de 10⁻⁶. Cette valeur, qui correspond à

¹ Note : Les 17% de *E. Coli* sont probablement surévalués, du fait du contexte expérimental particulier des travaux de Grant et al. (1996), ensuite repris par OMS (2006) et très largement par d'autres études, où cette valeur provient en réalité d'une estimation haute sur un nombre limité d'échantillons.

l'incidence généralement observée de la diarrhée en Asie du Sud-Est (OMS, 2006) visait à prendre en compte la réalité du terrain en Inde, où les maladies diarrhéiques ont une incidence élevée (0.027 AVCI). Les auteurs soulignent que cette mesure resterait conforme aux objectifs de l'OMS en matière d'approvisionnement en eau potable pour l'Asie du Sud Est. L'ÉQRM a été entièrement basée sur la mesure des coliformes thermotolérants (TTC). Les auteurs ont supposé que 90% des détections de TTC étaient des *E. coli* (Haas et al., 1999) et que 8% de tous les *E. coli* sont pathogènes. Le taux d'élimination lors du passage sous la surface a été fixé à 3.5 à 4.4 unités log₁₀, tel que mesuré par Dash et al. (2010) pour un temps de séjour moyen sous la surface d'environ 2 semaines et appliqué à *E. coli* O157:H7. L'ÉQRM réalisée a indiqué que les risques pour la santé humaine liés aux micro-organismes pathogènes bactériens sont inférieurs à la charge sanitaire tolérable de ~0.005 AVCI pppa. Les auteurs ont souligné que l'ÉQRM était limitée par une caractérisation inadéquate du nombre de virus et de protozoaires pathogènes dans les sources d'eau et que l'ÉQRM ne s'est pas révélée concluante pour les sites où les données sont rares (Bartak et al., 2014).

2.3.4 Comparaison de différents types de RCA

Page et al. (2010) ont évalué les risques pour la santé humaine de la réutilisation de l'eau sur quatre sites de RCA (un bassin d'infiltration, un traitement sol-aquifère et et deux puits d'injection) à l'aide d'une approche ÉQRM. Ils se sont basés sur des temps de séjour évalués pour chaque aquifère, combinés à des taux d'élimination issues de la littérature. Ils ont comparé les taux d'élimination calculés à ceux de systèmes d'ingénierie habituellement utilisés pour les traitements de potabilisation. Ce faisant, ils ont mis en évidence l'intérêt du passage par l'aquifère en tant que barrière de traitement efficace, mais souvent non reconnue, contre les micro-organismes pathogènes.

2.3.5 Prise en compte du bassin versant

Derx et al. (2016) ont étudié la qualité microbienne des eaux de rivière à l'échelle du bassin versant avec le code QMRACatch (Schijven et al., 2015). QMRACatch a été calibré par des indicateurs microbiens afin de simuler des concentrations de micro-organisme pathogènes qui sont souvent inférieures à la limite de détection (Derx et al., 2016). Cette étude visait à estimer l'apport d'entérovirus et de norovirus provenant des effluents d'eaux usées en amont de sites de FSB utilisés pour l'eau potable. Les auteurs ont montré que pour atteindre l'objectif d'un risque annuel d'infection de 10^{-4} , une réduction de 4.5 à 6.6 log est nécessaire pour les entérovirus et les norovirus, respectivement. Les auteurs ont posé comme hypothèse pour le calcul que 4 log sont obtenus par chloration après la FSB (BMG, 2015) et que les 2.6 log restants sont obtenus par le passage sous la surface pendant la FSB (Derx et al., 2013).

2.3.6 Eaux usées traitées pour l'irrigation

Toze et al. (2010) ont mené une ÉQRM pour la RCA sur un site de recharge des eaux usées traitées secondairement par galeries d'infiltration dans un aquifère carbonaté non confiné. L'utilisation

finale sur ce site est l'irrigation d'espaces verts privés. Les voies d'exposition sont l'ingestion d'aérosols pendant l'arrosage, différenciée en cas d'ingestion courante et accidentelle par contact avec la flore irriguée. Les volumes d'exposition et les fréquences d'exposition par personne ont été tirés de NRMHC-EPHC-NHMRC (2006). Il a été supposé qu'il n'y a pas de filtration ou d'adsorption des micro-organismes pathogènes pendant le passage dans l'aquifère, donc l'atténuation des micro-organismes pathogènes est basée uniquement sur la biodégradation. Des FDP ont été élaborées pour le dénombrement initial des micro-organismes pathogènes, les taux de décomposition, le temps d'infiltration et le temps de séjour dans l'aquifère. L'ÉQRM a démontré que l'eau du RCA n'était pas conforme aux directives australiennes pour l'eau recyclée. Cependant, les auteurs déclarent que la ÉQRM est utile pour déterminer les risques résiduels des micro-organismes pathogènes dans l'eau récupérée et ont montré qu'il peut être un outil précieux dans la conception et l'exploitation des systèmes RCA.

3 Discussion

3.1 Rôle déterminant des taux de dilution et des temps de résidence

Dans les études de terrain, les TRL calculés à partir des échantillons sont une mesure de l'atténuation globale de l'aquifère. Cette atténuation inclut l'effet de dilution entre l'eau de surface récemment infiltrée et l'eau souterraine régionale, qui contribuent chacune au mélange pompé. Cet effet de dilution, en supposant que le micro-organisme considéré est absent des eaux souterraines régionales, est corrigé par $C_x + (C_x \times (1 - f))$ où f , le taux de mélange, représente la proportion d'eau infiltrée dans l'eau brute du puits de pompage. Comme illustré par la Figure 5, la non-détermination de la fraction d'eau infiltrée peut entraîner une surestimation non négligeable du TRL attribuable au passage de l'eau de surface en subsurface. Typiquement, elle est de 0.4 log pour un taux de mélange de 0.4 (40% d'eau infiltrée dans le mélange pompé) et atteint 1 log pour un taux de mélange de 0.1 (soit 10% d'eau infiltrée dans le mélange pompé). Une détermination précise du taux de mélange en accompagnement de l'acquisition de données microbiologiques est donc cruciale lors de la caractérisation d'un site pour pouvoir comparer des TRL spatial et temporel.

Pour déterminer ce taux de mélange, certains auteurs décrivent l'utilisation de traceurs, tels que Derx et al. (2013) avec les bromures, Masse-Dufresne et al. (2020) avec la conductivité électrique ou Karman et al., (2014) avec les isotopes stables de la molécule d'eau. Pour autant, il n'existe pas de consensus sur une méthode de quantification du taux de mélange, car tous les traceurs ne sont pas adaptés à chaque site. Ainsi, dans les études compilées, la représentativité des temps de résidence utilisés pour calculer les vitesses d'écoulement dans une démarche d'ÉQRM (ou postérieurement, déterminer des aires de protection) peut varier considérablement selon les outils utilisés et les méthodes de calcul. Il serait donc nécessaire de développer des méthodes à même de quantifier la variabilité spatiale et temporelle de ces paramètres (Masse-Dufresne et al., 2021).

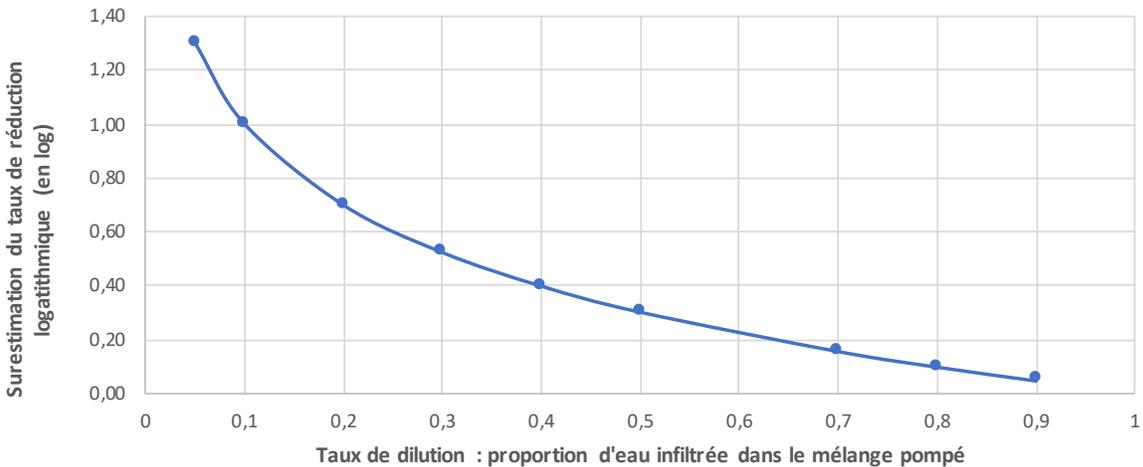


Figure 5 : Surestimation du taux de réduction logarithmique en cas de non prise en compte du taux de dilution d'eau infiltrée dans le mélange pompé.

3.2 Enjeu d'échantillonnage

Le principal enjeu pour l'application de l'ÉQRM aux sites de FSB et RCA est la nécessité de disposer d'échantillons positifs pour l'eau brute pompée à un site de FSB ou RCA. Le nombre important d'analyses dont les résultats sont en dessous des normes de détection n'y est pas nécessairement une indication d'une absence de micro-organisme pathogènes, les concentrations visées étant généralement inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles des eaux de surface, et par conséquent difficilement mesurables avec des volumes habituels d'échantillons. Typiquement, de manière purement statistique (Smeets, communication personnelle), on considérera qu'au moins 8 échantillons positifs sont nécessaires pour limiter à 1 log l'incertitude sur la concentration annuelle d'un micro-organisme pathogène. Aux Pays-Bas, où la réalisation d'ÉQRM sur les sites de FSB et RCA est requise dans les normes de protection des sources d'eau potable, des volumes allant jusqu'à 1000 L sont analysés pour détecter les bactériophages dans l'eau souterraine. Une autre approche pour disposer d'échantillons positifs dans des échantillons d'eau souterraine est de tirer profit au maximum de la gamme des indicateurs disponibles pour les différents pathogènes, bien que l'interprétation de la présence de micro-organisme pathogènes à partir de leurs indicateurs exige de l'attention et de l'expérience. La liste des indicateurs évolue au fur et à mesure des recherches en microbiologie, notamment pour répondre à cette relative difficulté d'obtenir des échantillons positifs dans les eaux souterraines. Par exemple, des virus et bactériophages naturellement présents dans les eaux naturelles montrent un fort potentiel (Hornstra et al., 2019), bien qu'il n'y ait pas encore d'applications à la FSB, tout comme le séquençage d'ARN et d'autres méthodes de génomique.

3.3 Évaluation de risques chimiques

Sur certains sites FSB ou RCA, tels que les champs captant de plusieurs municipalités au Québec, les risques géochimiques liés notamment à la solubilisation du fer et du manganèse suite à la FSB

peuvent constituer un risque sanitaire particulièrement préoccupant. Un suivi de la qualité géochimique de l'eau à un pas de temps non adéquat (i.e., trop long) peut potentiellement masquer des variations et mener à une quantification erronée d'un risque chimique. L'absence d'indicateur de risque ne signifie pourtant pas nécessairement que le lien avec la surface est inexistant et que le risque géochimique est négligeable. Il est donc crucial de bien déterminer les connectivités hydrauliques et leur évolution, mais aussi de pouvoir anticiper les variations géochimiques. Comme pour les risques microbiologiques, l'adéquation entre les risques géochimiques et les paramètres in-situ de l'écoulement souterrain tels que ceux dont l'information est obtenue de traceurs environnementaux n'a été que peu explorée. Ces derniers permettent pourtant d'encadrer une vision à différents pas de temps de la dynamique des écoulements, permettant d'anticiper le cadre de certaines variations géochimiques. Finalement, aucune étude qui combine les risques microbiens et chimiques (par exemple, les produits pharmaceutiques, les produits de soins personnels et les sous-produits de désinfection) n'a été réalisée à ce jour. Les relations entre les expositions à des contaminants multiples sont ainsi largement inexplorées (Ahmed et al., 2019).

4 Conclusion

L'évaluation quantitative du risque microbien (ÉQRM) est utilisée depuis une quinzaine d'années dans un nombre croissant de juridictions pour la protection microbiologique des sources d'eau potable. Son objectif principal est d'évaluer quantitativement le risque microbiologique des captages d'eau. En effet, la non-détection de micro-organisme pathogènes dans un échantillon d'eau brute (par exemple, 100 mL) n'est en aucun cas une garantie de leur absence. Des micro-organismes peuvent être présents mais non détectés, ou encore apparaître de manière périodique. La réalisation d'une ÉQRM requiert de connaître les taux de réduction logarithmique (TRL) correspondant aux différents pathogènes d'intérêt, dans les conditions particulières et pour chaque système de traitement. Ces TRL peuvent être déterminés par échantillonnage in-situ ou tirés de tables dans la littérature, ce qui est couramment réalisé pour des équipements de traitement de l'eau dont l'efficacité est relativement prévisible, car ces systèmes d'ingénierie sont normés et font l'objet de recherches scientifiques en laboratoire et à l'échelle pilote. Les TRL sont plus difficiles à prévoir pour les milieux naturels que sont les systèmes de recharge contrôlée des aquifères (RCA) et en particulier la filtration sur berge (FSB), où l'intégralité de la fonction de barrière hygiénique repose sur le milieu géologique, qui a des caractéristiques et qui présente des paramètres d'écoulement et de transport hétérogènes.

Cette revue de littérature visait à évaluer les possibilités offertes par l'évaluation de la vulnérabilité microbienne pour les sites de RCA, avec une emphase particulière sur la FSB. Le chapitre 1 visait plus particulièrement à évaluer la disponibilité de données sur le transport microbien en subsurface durant la FSB et la RCA dans la littérature. Le chapitre 2 visait à offrir une vision générale des études appliquant l'ÉQRM en FSB et RCA afin de discuter des hypothèses qu'elles ont utilisées et d'identifier les lacunes en matière de données et de connaissances. Le chapitre 3 visait à apporter des éléments de discussion méthodologique complémentaires.

Malgré l'effort de sélection des études de terrain, les TRL recensés et calculés dans cette étude ont montré une représentativité limitée aux conditions de l'aquifère, aux paramètres microbiens spécifiques des études en question et aux méthodes de quantification des taux de mélange et des temps de résidence. Cela explique qu'aucune tendance claire ne se soit démarquée, ni que les gammes de valeurs obtenues en laboratoire ne puissent être validées formellement au-delà d'un log d'ordre de grandeur. Sans confirmer ni remettre en cause les conclusions des études antérieures, les résultats de la présente démontrent donc **qu'il ne serait pas raisonnable de formuler des recommandations générales concernant les taux d'élimination à partir des données actuellement disponibles dans la littérature. Une base de données beaucoup plus complète, avec un nombre de sites à même de faire ressortir des tendances, serait requise.**

Les études de cas de l'ÉQRM appliquée à la FSB et la RCA ont démontré le **caractère crucial d'une compréhension du contexte hydrogéologique dans sa globalité**. Ajoutons qu'au niveau biogéochimique, ce ne sont pas systématiquement les mêmes enjeux de qualité qui vont se présenter d'un site d'étude à un autre. Par exemple, des conditions réductrices, s'éloignant du schéma conceptuel typique en zone oxiqne puis anoxiqne vont affecter fortement les processus

d'élimination de micro-organisme pathogènes. Au niveau hydrodynamique, que ce soit pour le temps de résidence ou pour le taux de mélange, c'est très souvent un calcul hydraulique basé sur les paramètres du site qui est proposé. Cependant, l'hétérogénéité de ces derniers et les incertitudes que les méthodes peuvent entraîner se propagent par calcul jusqu'aux valeurs finales. L'évaluation des temps de séjour et des taux de mélange par traçage naturel est également utilisé, mais la représentativité des résultats peut grandement varier en fonction de l'adéquation des méthodes utilisées aux cas d'étude. Afin de renforcer substantiellement la pertinence de comparaisons entre différents sites, les résultats de cette étude démontrent donc la nécessité de **mener des études de terrain spécifiques aux sites de FSB et RCA, qui incluent un protocole commun de détermination des micro-organismes pathogènes et d'évaluation des conditions hydrauliques spécifiques aux sites (notamment taux de mélange, temps de résidence)** à même de représenter les fluctuations temporelles liées aux forçages climatiques et anthropiques.

Références

Ahmed, W., Hamilton, K., Toze, S., Cook, S. and Page, D. (2019) A review on microbial contaminants in stormwater runoff and outfalls: Potential health risks and mitigation strategies. *Science of The Total Environment* 692. 1304-1321.

Alcalde-Sanz, L. and Gawlik, B.M. (2017) Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge - Towards a legal instrument on water reuse at EU level, EUR 28962 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017. ISBN 978-92-79-77175-0. doi:10.2760/804116. JRC109291.

Bales, R.C., Li, S., Maguire, K.M., Yahya, M.T., Gerba, C.P. and Harvey, R.W. (1995) Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, MA. *Groundwater* 33. 653-661.

Bartak, R., Page, D., Sandhu, C., Grischek, T., Saini, B., Mehrotra, I., Jain, C.K. and Ghosh, N.C. (2014) Application of risk-based assessment and management to riverbank filtration sites in India. *Journal of water and health* 13. 174-189.

Beaudequin, D., Harden, F., Roiko, A., Stratton, H., Lemckert, C. and Mengersen, K. (2015) Beyond QMRA: Modelling microbial health risk as a complex system using Bayesian networks. *Environment International* 80. 8-18.

Betancourt, W.Q., Kitajima, M., Wing, A.D., Regnery, J., Drewes, J.E., Pepper, I.L. and Gerba, C.P. (2014) Assessment of virus removal by managed aquifer recharge at three full-scale operations. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering* 49. 1685-1692.

Bichai, F., Smeets, P.W.M.H. (2013) Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: experience from the Netherlands and Australia. *Water Res* 47, 7315–7326.

Blanford, W.J., Brusseau, M.L., Jim Yeh, T.C., Gerba, C.P. and Harvey, R. (2005) Influence of water chemistry and travel distance on bacteriophage PRLOG10/J transport in a sandy aquifer. *Water Research* 39. 2345-2357.

BMG (2015) Bundesministerium für Gesundheit (BMG) (2015) Österreichisches Lebensmittelbuch. 4th edition, codex chapter/B1/drinking water. <https://www.verbrauchergesundheit.gv.at/lebensmittel/buch/codex>.

Dash, R., Bhanu Prakash, E., Kumar, P., Mehrotra, I., Sandhu, C. and Grischek, T. (2010) Riverbank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal* 18. 973-983.

Dean, K. and Mitchell, J. (2020) Reverse QMRA for *Pseudomonas aeruginosa* in Premise Plumbing to Inform Risk Management. *Journal of Environmental Engineering* 146. 04019120.

DeBorde, D.C., Woessner, W.W., Kiley, Q.T. and Ball, P. (1999) Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. *Water Research* 33. 2229-2238.

Derx, J., Blaschke, A.P., Farnleitner, A.H., Pang, L., Blöschl, G. and Schijven, J.F. (2013) Effects of fluctuations in river water level on virus removal by bank filtration and aquifer passage--a scenario analysis. *Journal of contaminant hydrology* 147. 34-44.

Derx, J., Schijven, J., Sommer, R., Zoufal-Hruza, C., van Driezum, I., Reischer, G., Ixenmaier, S., Kirschner, A., Frick, C., de Roda Husman, A.M., Farnleitner, A. and Blaschke, A. (2016) QMRACatch: Human-Associated Fecal Pollution and Infection Risk Modeling for a River/Floodplain Environment. *Journal of Environmental Quality* 45.

Dunn, G., Harris, L., Cook, C. et Prystajecy, N. (2014) A comparative analysis of current microbial water quality risk assessment and management practices in British Columbia and Ontario, Canada. *Science of The Total Environment* 468 469. 544-552.

Grant, S.B., Pendroy, C.P., Mayer, C.L., Bellin, J.K. and Palmer, C.J. (1996) Prevalence of enterohemorrhagic *Escherichia coli* in raw and treated municipal sewage. *Applied and environmental microbiology* 62. 3466-3469.

Haas, C.N., Rose, J.B. and Gerba, C.P. (1999) *Quantitative Microbial Risk Assessment*. Wiley-Blackwell.

Haas, C.N., Rose, J.B. and Gerba, C.P. (2014) *Quantitative Microbial Risk Assessment: Second Edition*. Wiley-Blackwell.

Hornstra, L.M., Silva, T.R. da, Blankert, B., Heijnen, L., Beerendonk, E., Cornelissen, E.R., Medema, G. (2019) Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes using novel indigenous freshwater viruses and bacteriophages. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 5, 1535–1544.

Karakurt, S., Schmid, L., Hübner, U. and Drewes, J.E. (2019) Dynamics of Wastewater Effluent Contributions in Streams and Impacts on Drinking Water Supply via Riverbank Filtration in Germany—A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology* 53. 6154-6161.

Kármán, K., Maloszewski, P., Deák, J., Fórizs, I. & Szabó, C. (2014) Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model. *Hydrological Sciences Journal* 59, 1109–1116.

Kvitsand, H.M.L., Myrmel, M., Fiksdal, L. and Østerhus, S.W. (2017) Evaluation of bank filtration as a pretreatment method for the provision of hygienically safe drinking water in Norway: results from monitoring at two full-scale sites. *Hydrogeology Journal* 25. 1257-1269.

Masciopinto, C., Vurro, M., Lorusso, N., Santoro, D. and Haas, C.N. (2020) Application of QMRA to MAR operations for safe agricultural water reuses in coastal areas. *Water Research* X 8. 100062.

Medema, G.J. and Stuyfzand, P.S. (2002) Removal of microorganisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands, Management of Aquifer Recharge for Sustainability Proceedings of the Fourth International Symposium on Artificial Recharge.

MELCC - Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (2019) Guide de conception des installations de production d'eau potable. p. 297.

NRMMC-EPHC-NHMRC (2006) Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1) Natural Resource Ministerial Management Council, Environment Protection and Heritage Council and National Health and Medical Research Council, Canberra.

NRMMC-EPHC-NHMRC (2008) Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks: Phase 2. Augmentation of drinking water supplies. Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, National Health and Medical Research Council, Canberra, Australia. Biotext Pty Ltd, Canberra.

NRMMC-EPHC-NHMRC (2009) Australian guidelines for water recycling - Managed aquifer recharge (Phase 2). Natural Resource Ministerial Management Council, Environment Protection and Heritage Council and National Health and Medical Research Council, Canberra.

Page, D., Dillon, P., Toze, S., Bixio, D., Genthe, B., Jiménez, B. and Wintgens, T. (2010) Valuing the subsurface pathogen treatment barrier in water recycling via aquifers for drinking supplies. Water research 44. 1841-1852.

Pang, L. (2009) Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. J Environ Qual 38. 1531-1559.

Pang, L., Close, M., Goltz, M., Noonan, M. and Sinton, L. (2005) Filtration and transport of *Bacillus subtilis* spores and the F-RNA phage MS2 in a coarse alluvial gravel aquifer: Implications in the estimation of setback distances. Journal of Contaminant Hydrology 77. 165-194.

Pedley, S., Yates, M., Schijven, J.F., West, J., G., H. and Barrett, M. (2006) Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. In: Protecting Groundwater for Health; Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J., Chorus, J., Eds.; World Health Organization: Cornwall, UK. 49-80.

Ray, C., Schubert, J., Linsky, R.B. and Melin, G. (2002) Introduction, in: Ray, C. (Ed.), Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Rizzo, L., Krätke, R., Linders, J., Scott, M., Vighi, M. and de Voogt, P. (2018) Proposed EU minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge: SCHEER scientific advice. Current Opinion in Environmental Science & Health 2. 7-11.

Santé Canada (2019a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Les virus entériques; www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-trAVCII/rapports-publications/qualite-eau.html

Santé Canada (2019b). Conseils sur l'utilisation de l'évaluation quantitative du risque microbien dans l'eau potable. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (No de catalogue H144-59/2019F-PDF).

Santé Canada (2020a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Les protozoaires entériques: Giardia et Cryptosporidium; www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-trAVCII/rapports-publications/qualite-eau.html

Santé Canada (2020b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Escherichia coli. www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-trAVCII/rapports-publications/qualite-eau.html

Santé Canada (2020). Conseils sur l'utilisation des entérocoques comme indicateur dans les sources d'approvisionnement en eau potable canadiennes. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). No de catalogue – H144-68/2020F-FDP

Schijven, J., Derx, J., de Roda Husman, A.M., Blaschke, A.P. and Farnleitner, A.H. (2015) QMRACatch: Microbial Quality Simulation of Water Resources including Infection Risk Assessment.

Schijven, J., Pang, L. and Ying, G.G. (2017) Evaluation of subsurface microbial transport using microbial indicators, surrogates and tracers. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Global Water Pathogen Project. <http://www.waterpathogens.org>

Schijven, J.F. (2002) Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection, in: Ray, C. (Ed.), Riverbank filtration: understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal. Kluwer, Dordrecht, pp. 55-84.

Schijven, J.F., Fau, T.P., Rutjes, S.A., Bouwknecht, M. and de Roda Husman, A.M. (2011) QMRASpot: a tool for Quantitative Microbial Risk Assessment from surface water to potable water.

Sidhu, J.P., Toze, S., Hodgers, L., Barry, K., Page, D., Li, Y. and Dillon, P. (2015) Pathogen Decay during Managed Aquifer Recharge at Four Sites with Different Geochemical Characteristics and Recharge Water Sources. J Environ Qual 44. 1402-1412.

Smeets, P.W.M.H. (2019) Quantitative microbial risk assessment (QMRA) to support decisions for water supply in affluent and developing countries. Water Practice and Technology 14, 542–548.

Smith, C. and Hill, V. (2009) Dead-End Hollow-Fiber Ultrafiltration for Recovery of Diverse Microbes from Water. Applied and environmental microbiology 75. 5284-5289.

Soller, J., Embrey, M., Tuhela, L., Ichida, A. and Rosen, J. (2010) Risk-based evaluation of Escherichia coli monitoring data from undisinfected drinking water. *Journal of Environmental Management* 91. 2329-2335.

Sprenger, C., Hartog, N., Hernández-García, M., Vilanova, E., Grützmacher, G., Scheibler, F. and Hannappel, S. (2017a) Inventory of Managed Aquifer Recharge sites in Europe – historical development, current situation and perspectives. *Hydrogeology Journal* 25. 1909–1922.

Sprenger, C., Kraas, F., Schwarzmüller, H., Miehe, U., Bayer, M. and Vilanova, E. (2017b) El Port de la Selva, Deliverable D1.4 Pretreatment requirements and design guidelines for SAT technologies, and two SAT case studies.

Tfaily, R., Papineau, I., Andrews, R.C., Barbeau, B. (2015) Application of Quantitative Microbial Risk Assessment at 17 Canadian Water Treatment Facilities. *Journal AWWA* 107, E497–E508.

Tolouei, S., Dewey, R., Snodgrass, W.J., Edge, T.A., Andrews, R.C., Taghipour, M., Prévost, M., Dorner, S. (2019) Assessing microbial risk through event-based pathogen loading and hydrodynamic modelling. *Science of The Total Environment* 693, 133567.

Toze, S., Bekele, E., Page, D., Sidhu, J. and Shackleton, M. (2010) Use of static Quantitative Microbial Risk Assessment to determine pathogen risks in an unconfined carbonate aquifer used for Managed Aquifer Recharge. *Water Research* 44.

Truchado, P., Hernandez, N., Gil, M., Ivanek, R. and Allende, A. (2017) Correlation between E. coli levels and the presence of foodborne pathogens in surface irrigation water: Establishment of a sampling program. *Water Research* 128.

Tufenkji, N., Ryan, J.N. and Elimelech, M. (2002) The promise of bank filtration. *Environmental Science & Technology* 36. 422A-428A.

Wang, J. (2002) Riverbank filtration case study at Louisville, Kentucky. p. 117–145., in: Ray, C. (Ed.), *Riverbank filtration: Improving sourcewater quality*. Vol. 43.

Wang, J.Z., Song, R. and Hubbs, S.A. (2000) Particle removal through riverbank filtration process. p. 127–138. In W. Jülich and J. Schubert (ed.) *Proc. Int. Riverbank Filtration Conf.*, Dusseldorf, Germany. 2–4 Nov. 2000. IAWR, Rhein-Themen 4.

Weiss, W., Bouwer, E., Ball, W., O’Melia, C., Arora, H. and Speth, T. (2003) Reduction in Disinfection Byproduct Precursors and Pathogens During Riverbank Filtration at Three Midwestern United States Drinking-Water Utilities, *Riverbank Filtration*, pp. 147-173.

WFD (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, in: Union, O.J.E. (Ed.), pp. 19-31.

OMS (2006) Protecting Groundwater for Health - Managing the Quality of Drinking-water Sources. Published on behalf of the World Health Organization by IWA Publishing, London, London, Seattle.

OMS (2009) World Health Organization. Water, Sanitation Health, Team - Risk assessment of cryptosporidium in drinking water. World Health Organization, Geneva.

OMS (2011) Guidelines for drinking-water quality. World Health Organisation, 4th ed.

OMS (2016a) Background paper on microbiologically safe water and microbiological parameters, World Health Organization, Geneva, Switzerland.

OMS (2016b) Quantitative microbial risk assessment: Application for water safety management.

OMS (2017a) Drinking Water Parameter Cooperation Project Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive). Recommendations., World Health Organization, Regional Office for Europe, Bonn, 11 September 2017. pp. 228.

OMS (2017b) Potable reuse: Guidance for producing safe drinking-water. Geneva: World Health Organization; 2017. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Wielen, P.W.J.J.v.d., Senden, W.J.M.K. and Medema, G. (2008) Removal of Bacteriophages MS2 and ΦX174 during Transport in a Sandy Anoxic Aquifer. Environmental Science & Technology 42. 4589-4594.