

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Avril 2016

Édition scientifique



anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Avril 2016

Édition scientifique

Direction générale

Maisons-Alfort, le 6 avril 2016

AVIS

de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

relatif au « risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine »

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont rendus publics.

L'Anses s'est autosaisie le 27 novembre 2012 pour la réalisation de l'expertise suivante :
« Évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Les nappes d'eau souterraine se rechargent naturellement lors des épisodes pluvieux, principalement en automne et en hiver en France métropolitaine. Leur niveau fluctue autour d'un équilibre qui peut être affecté notamment par les activités anthropiques. En France, plus de 95 % des captages pour la production d'eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) exploitent des eaux souterraines, ils produisent 67 % de l'eau distribuée. Pour les secteurs industriel et agricole, la proportion d'eau prélevée en eaux souterraines est de l'ordre de 40 %. L'augmentation de la pression démographique, qui peut être locale et/ou temporelle, accroît la demande à partir des ressources en eau souterraine. Dans le même temps, on observe, au cours des récentes décennies, une extension des surfaces imperméabilisées et une réduction des surfaces de recharge naturelle de nappes. À ces évolutions s'ajoutent les évolutions climatiques qui se traduisent dans certaines régions par des itérations de déficit hydrique et, en conséquence, par une multiplication des décisions de l'autorité publique de restriction de prélèvements d'eau.

Actuellement, les mesures de gestion de la ressource en eau souterraine encouragent les économies d'eau, par exemple en adaptant les prélèvements en eau souterraine aux capacités de recharge naturelle des nappes ou en favorisant la recharge naturelle par la rétention des eaux de pluies à la parcelle. Toutefois, ces mesures ne sont en général pas suffisantes pour faire face aux déficits de recharge naturelle, ce qui motive la recherche d'autres solutions. Dans ce contexte, la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine peut répondre à différents objectifs, notamment le maintien quantitatif mais aussi qualitatif des ressources utilisées pour la production d'EDCH ou

pour l'agriculture. Au préalable, il est cependant nécessaire d'identifier les dangers et les risques sanitaires pouvant être liés à cette pratique.

Dans ce cadre, la mesure 3.2 du Plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) prévoit que l'Anses travaille notamment sur « *l'établissement d'exigences pré-requises de l'eau infiltrée ou injectée, en vue de préserver la qualité de la ressource en eau utilisable notamment pour la production d'EDCH* ».

Le code de l'environnement dans son article R. 214-1 considère la recharge artificielle des eaux souterraines comme relevant des obligations liées à la classe A des ouvrages hydrauliques. Elle entre dans la catégorie 14 « dispositifs de captage ou de recharge artificielle des eaux souterraines », et elle est soumise à autorisation.

Par ailleurs, au niveau européen, la directive cadre sur l'eau (DCE - 2000/60/CE) modifiée impose un objectif de bon état des masses d'eau d'ici 2015, qui doit se traduire pour les masses d'eau souterraines, par un bon état quantitatif et un bon état qualitatif. En 2013, en France, 90,4 % des masses d'eau souterraines étaient en bon état quantitatif et 67 % en bon état chimique. La directive institue la possibilité de dérogations à l'échéance de 2015 pour l'atteinte du bon état des eaux : les États peuvent demander un délai ultérieur pour l'atteinte (échéances en 2021 ou 2027) ou un assouplissement des objectifs. La recharge artificielle de nappes est une alternative possible pour atteindre les objectifs qualitatif ou quantitatif de la DCE et figure à ce titre dans l'annexe VI de cette directive.

L'expertise vise à formuler des recommandations afin de maîtriser les risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes en se basant sur les questions listées dans l'autosaisine. Les pratiques suivantes n'ont pas été considérées comme des dispositifs de recharge artificielle de nappes et ont été exclues du champ de l'expertise :

- la filtration par berges dont l'objet n'est pas de stocker de l'eau dans la nappe ;
- l'infiltration d'eaux usées traitées en sortie de stations de traitement des eaux usées (STEU) en l'absence d'exutoire de surface dont l'objet n'est pas la recharge de la nappe mais l'élimination des eaux usées traitées ;
- les bassins autoroutiers d'infiltration des eaux pluviales dont l'objet est l'élimination des eaux pluviales et non la recharge de nappes.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail (GT) « Évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine ». Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 6 mai 2014 et le 2 février 2016. Ils ont été adoptés par le CES « Eaux » réuni le 8 mars 2016. Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Ces travaux sont ainsi issus de collectifs d'experts aux compétences complémentaires.

Ce travail s'appuie sur les expériences de recharge artificielle réalisées en France et à l'étranger, sur les publications scientifiques et institutionnelles ainsi que sur des audits. Ainsi, dans le cadre de ses travaux, le GT a auditionné le 10 décembre 2013 des représentants :

- du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) ;
- de la Fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E).

Des informations relatives aux expériences de recharge artificielle de nappes en France ont été collectées par le biais d'un questionnaire élaboré par le GT et diffusé aux agences de l'eau et aux ministères en charge de l'environnement et de la santé qui ont relayé la demande auprès des services déconcentrés en charge de la gestion de l'eau.

Les membres du réseau européen ENDWARE¹ (groupe informel en charge de l'élaboration de réglementations sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne) ont été sollicités sur leurs expériences respectives de la recharge artificielle de nappes.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU GT ET DU CES

Le GT a défini la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine comme une pratique consistant à introduire artificiellement, de manière volontaire et maîtrisée, de l'eau dans une nappe pour augmenter sa recharge naturelle.

Dans un souci de clarté, le GT a défini les eaux aux différentes étapes de la recharge artificielle de nappes :

- **eau brute pour la recharge** : eau entrant dans le système de recharge artificielle dont les origines peuvent être diverses : eaux de surface, eaux usées, eaux pluviales, eaux souterraines ;
- **eau de recharge (eau traitée pour la recharge)** : eau à l'entrée du dispositif de recharge (infiltration ou injection) ayant subi un traitement en vue de la recharge artificielle ;
- **eau souterraine native** : eau de la nappe à l'amont du dispositif de recharge artificielle et non impactée par celui-ci ;
- **eau souterraine rechargée** : eau de la nappe influencée par le dispositif de recharge artificielle ;
- **eau prélevée après recharge** : eau de la nappe captée à l'aval du dispositif de recharge artificielle. Cette eau est un mélange entre l'eau native et l'eau de recharge ;
- **eau au point d'usage** : eau issue de la nappe ayant fait l'objet d'une recharge, qui peut être traitée et stockée avant d'être transportée jusqu'aux points d'usage.

3.1. Contexte international

La recharge artificielle de nappe est particulièrement développée dans les pays connaissant un fort stress hydrique tels que l'Australie, les États-Unis d'Amérique, Israël ou l'Afrique du Sud. Par conséquent, ces pays disposent souvent d'un encadrement de cette pratique qui repose sur les principes de préservation de la qualité de l'eau de la nappe rechargée, de l'absence après prélèvement de traitement supplémentaire pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée et de la durabilité du système. Les pays qui autorisent la recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées encadrent ces pratiques au cas par cas et pour une durée déterminée, des normes d'infiltration constituant une partie de l'autorisation.

¹ ENDWARE : European Network of Drinking Water Regulator.

La Figure 1 présente un schéma des principales pratiques de recharge artificielle de nappes dans le monde. Elles peuvent différer selon les pays et l'importance du stress hydrique, ainsi :

- les eaux pluviales ne sont utilisées comme eaux brutes pour la recharge quasiment qu'en Australie ;
- les eaux de surface ne sont utilisées comme eaux brutes pour la recharge quasiment qu'en Europe ;
- la recharge par injection est privilégiée dans les pays à stress hydrique élevé ;
- l'objectif de la recharge artificielle de nappe est majoritairement quantitatif dans les pays à fort stress hydrique alors qu'il est plus qualitatif dans les autres cas ;
- les eaux brutes pour la recharge subissent généralement un traitement spécifique avant la recharge.

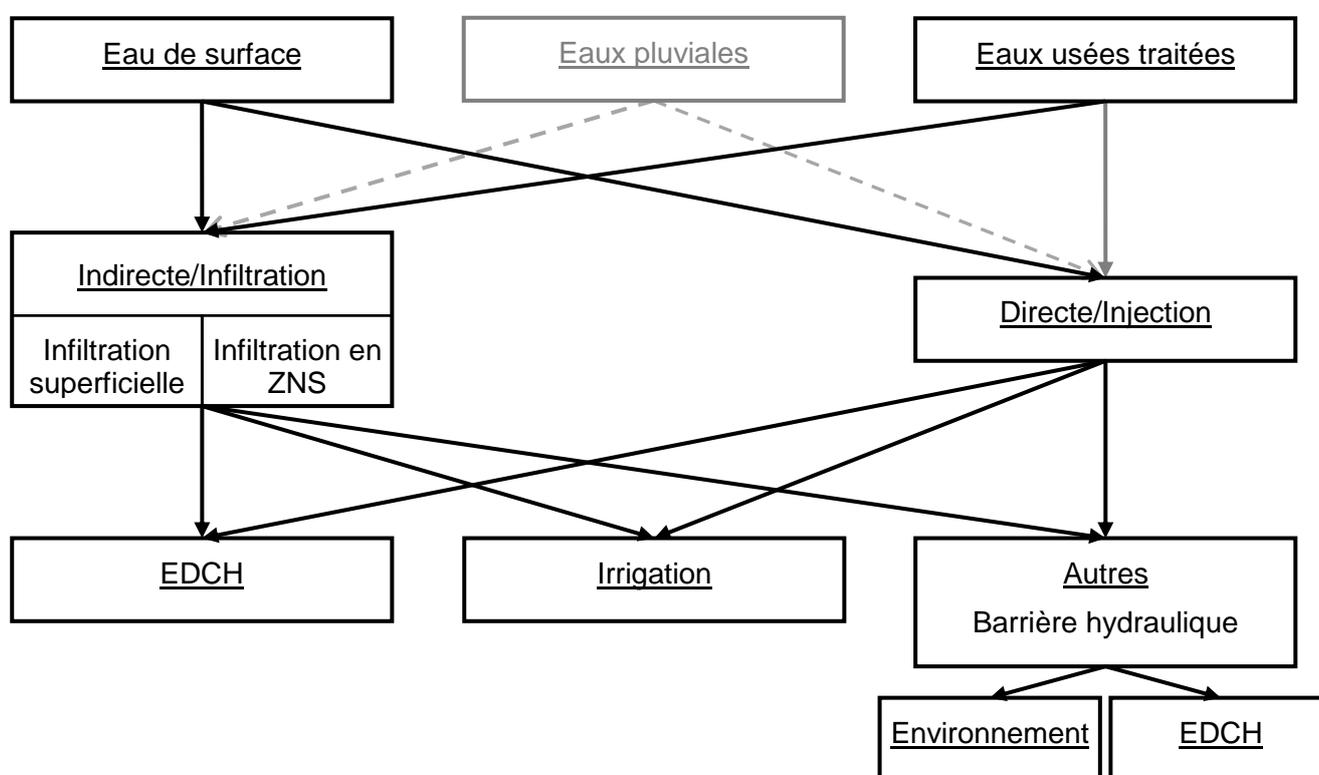


Figure 1. Pratiques de la recharge artificielle de nappes dans le monde (ZNS = zone non saturée, EDCH = eau destinée à la consommation humaine).

3.2. Opportunité de la recharge artificielle de nappes en France

Bien que la France ne soit pas un pays de fort stress hydrique, les ressources en eaux souterraines peuvent être localement et/ou ponctuellement déficitaires. Le développement de l'urbanisation, l'affluence touristique saisonnière et les demandes importantes pour l'irrigation peuvent augmenter ces déficits. L'évolution climatique fait, de plus, redouter un accroissement des secteurs déficitaires et des durées de pénurie qui pourraient toucher les ressources en eau de certains secteurs du territoire français. La recharge artificielle de nappes pourrait alors être envisagée comme un moyen de gérer durablement ces ressources et d'atteindre les objectifs de bon état quantitatif des eaux souterraines.

La recharge artificielle ne peut s'envisager que s'il existe une couche géologique dont la porosité permet de stocker un volume d'eau intéressant pour constituer un réservoir et si le milieu est suffisamment perméable. Si l'aquifère est captif, la seule solution envisageable est l'injection directe par forage dans la zone saturée. En revanche, si la nappe est libre, l'eau peut être injectée dans la zone saturée et/ou dans la zone non saturée (ZNS), ou bien infiltrée par bassins. Toutefois, la recharge artificielle par infiltration requiert un terrain présentant une perméabilité suffisante pour permettre à l'eau de recharge de s'infiltrer verticalement jusqu'à la nappe. Les départements et régions d'outre-mer représentent un cas particulier car, bien que la demande en eau puisse y être importante, les terrains d'outre-mer ne permettent généralement pas la recharge artificielle de nappes. Seule la France métropolitaine a donc été considérée dans la suite du rapport.

La réglementation française permet la recharge artificielle de nappe au cas par cas après autorisation préfectorale, en précisant que l'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine, à condition que son utilisation ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux pour la masse d'eau souterraine rechargée. Par ailleurs, afin de prévenir tout type de pollution ou toute détérioration de la qualité des eaux souterraines, la réglementation française impose une surveillance de l'état chimique et de l'état quantitatif des eaux souterraines. En plus de la réglementation relative à la qualité générale sur les eaux souterraines, les ressources utilisées pour l'alimentation en EDCH sont soumises à une réglementation spécifique portant sur sa qualité et visant à sa protection.

La recharge artificielle de nappes, telle que mise en place actuellement en France métropolitaine, a le plus souvent un objectif quantitatif d'accroissement saisonnier des ressources et/ou un objectif qualitatif de préservation des ressources en eau contre des pollutions ou l'intrusion saline. Les eaux brutes pour la recharge proviennent principalement de cours d'eau, la recharge à partir d'eaux souterraines étant actuellement anecdotique. La recharge se fait surtout par bassins d'infiltration, la recharge de nappe par injection étant minoritaire.

Les eaux pluviales, utilisées comme eaux brutes pour la recharge dans certains pays arides comme l'Australie, ne constituent pas une ressource utilisée pour la recharge artificielle de nappes en France. Les apports par cette ressource étant discontinus et variables d'une année, ils rendent impossible la prévision à moyen et long terme des volumes disponibles pour la recharge. Par conséquent, le GT n'a pas considéré dans son étude des risques sanitaires, la recharge à partir de cette source d'eau brute.

3.3. Eaux brutes pour la recharge considérées comme utilisables en France et leurs qualités

Deux types d'eaux brutes pour la recharge ont été considérés dans ce rapport comme utilisables en France : les eaux de surface et en particulier les cours d'eau, et les eaux usées traitées. Les deux types d'eau véhiculent souvent une grande diversité de contaminants microbiologiques et chimiques.

La qualité des eaux de surface est très variable et dépend du fonctionnement hydrologique de la ressource, des activités sur le bassin versant et des rejets qui s'y déversent. Une même ressource peut présenter de fortes variations temporelles de volume disponible et de qualité. Les ressources superficielles sont sensibles aux rejets autorisés et aux déversements en cas de dysfonctionnements des filières de traitement ou d'accidents, qui peuvent ponctuellement entraîner une concentration importante en contaminants. Les eaux de surface subissent une très forte influence des rejets des STEU domestiques et des zones urbanisées. La plupart des études sur la qualité microbiologique des eaux de surface montrent de fortes variations de concentrations en micro-organismes pathogènes qui s'expliquent par les caractéristiques différentes du prélèvement : lieu (proximité des rejets, usages des bassins versants), saison et pluviométrie. Les

métaux et éléments traces présents dans les milieux aquatiques peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Le baryum, le zinc, le cuivre, le bore, le nickel, le titane et le vanadium sont fréquemment quantifiés dans les cours d'eau en France métropolitaine. Concernant les contaminants organiques surveillés dans le cadre de la DCE, des pesticides sont présents dans 93 % des eaux prélevées aux points de suivi des cours d'eau métropolitains et d'autres micropolluants organiques (dont sept sur dix sont des HAP) sont détectés dans 86 % des points de mesure en métropole. Les principaux résultats d'une campagne d'analyses portant sur des contaminants émergents² montrent une forte présence de métabolites de pesticides, et même de pesticides interdits (quizalofop, ométhoate), ainsi que de produits de soins corporels, d'additifs d'essence et de résidus de médicaments, dont des anti-inflammatoires non stéroïdiens et des anxiolytiques.

La qualité des eaux usées traitées dépend de la qualité des eaux usées brutes et des traitements mis en place. La réglementation française impose pour les effluents de STEU des contraintes qui portent sur les paramètres de suivi de la pollution carbonée, azotée ou phosphorée. Les principaux micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées en France métropolitaine sont les salmonelles, les shigelles, les campylobactéries, des souches d'*Escherichia coli* entéro-pathogènes, des virus entériques, les *Cryptosporidium* spp. et *Giardia intestinalis*. Les abattements observés au cours du traitement dépendent à la fois du procédé de traitement considéré et du type de micro-organismes. Environ la moitié des substances présentes dans les eaux usées traitées brutes sont éliminées à plus de 70 % dans une filière biologique classique. Néanmoins, un certain nombre de contaminants sont éliminés à moins de 30 % : par exemple, des pesticides ou leurs produits de transformation polaires (glyphosate, acide aminométhylphosphonique, diuron), certains résidus de médicaments (carbamazépine, diclofénac, propranolol, sotalol) et des carboxylates. La mise en œuvre de traitements avancés (dont des procédés d'oxydation, d'adsorption ou membranaires) peut permettre de diminuer les concentrations en contaminants microbiologiques et chimiques dans les eaux usées traitées.

La qualité des eaux de recharge a été étudiée pour les sites de recharge artificielle de nappes retenus comme exemples dans le rapport. Les concentrations en micro-organismes dans les eaux de recharge considérées sont souvent inférieures à celles observées dans des eaux brutes de même origine en France (eaux usées traitées ou eaux de surface). Les traitements appliqués aux eaux brutes pour la recharge n'ont pas forcément d'effet sur les concentrations en contaminants chimiques. Ainsi, pour les éléments traces métalliques (ETM) et pour certains contaminants chimiques organiques (par exemple carbamazépine et sulfaméthoxazole), les concentrations dans les eaux de recharge de certains sites sont du même ordre de grandeur que celles décrites dans les eaux usées traitées par boues activées en France. Enfin, lorsque des traitements avancés sont appliqués sur les eaux brutes avant la recharge, comme c'est le cas à Wulpen (Belgique) avec une étape d'osmose inverse, ces eaux présentent une très faible contamination microbiologique et chimique.

3.4. Aspects techniques de la recharge des nappes

La recharge artificielle de nappes peut être mise en œuvre par deux types de dispositifs principaux : la recharge par infiltration au travers de la zone non saturée du terrain et la recharge par injection directe dans la nappe. Quel que soit le dispositif de recharge utilisé, les eaux de recharge doivent être faiblement chargées en MES et en matière organique pour réduire le risque technique de colmatage du terrain. Au vu des données bibliographiques, le GT considère que les eaux utilisées pour la recharge doivent respecter, *a minima*, les limites suivantes :

- MES : < 10 mg.L⁻¹ ;

² Botta F, Dulio V (2014) Résultats de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la métropole et des DOM. Ineris et Onema.

- Turbidité : < 5 NFU ;
- COT : < 10 mg.L⁻¹.

Une qualité d'eau supérieure peut être nécessaire, en particulier pour la recharge par injection. Ainsi, les eaux brutes pour la recharge subissent des traitements préalables. Pour les eaux de surface, ces traitements incluent en général au moins une décantation.

Afin de n'entraîner ni dégradation de la qualité de l'eau rechargée, ni désordre hydraulique, ni problème géotechnique, la composition des eaux de recharge doit être compatible avec les matériaux constitutifs de l'aquifère. Les principaux paramètres à prendre en compte sont la température, le pH, le potentiel redox et les concentrations en ions. Concernant les problèmes hydrauliques, une eau incrustante risque de réduire la porosité et la perméabilité de l'aquifère et donc de pénaliser l'écoulement de la nappe. À l'inverse, une eau agressive risque de dissoudre la formation aquifère s'il s'agit d'une roche soluble et donc d'en compromettre la stabilité ou de menacer l'intégrité des couches imperméables séparatrices.

Bien que de nombreux projets de recharge artificielle de nappes considèrent un mélange de l'eau de recharge avec l'eau souterraine native, ce mélange n'est pas systématique. En effet, certains terrains ne permettent pas une homogénéisation rapide des eaux. De plus, en raison d'une différence de densité des eaux, le recours à la recharge artificielle pour créer une barrière hydraulique destinée à empêcher la remontée du biseau salé dans les aquifères côtiers ne s'accompagne pas d'un mélange homogène de l'eau infiltrée avec celle de la nappe. L'eau douce forme une poche de faible densité flottant sur l'eau saumâtre. Par conséquent, les concentrations en contaminants dans les eaux souterraines rechargées ne résultent pas forcément d'un équilibre intermédiaire proportionnel entre les concentrations dans les eaux de recharge et celles dans les eaux souterraines natives.

L'atténuation des concentrations en contaminants lors du transfert dans la ZNS ou dans la nappe dépend du type de contaminants et du type d'aquifère.

- Les micro-organismes peuvent être inactivés ou adsorbés. Leur persistance dépend notamment du type des micro-organismes, du type d'aquifère, des conditions géochimiques, du temps de transfert et de la microfaune native de l'aquifère.
- Les éléments traces métalliques peuvent être déplacés de la phase liquide vers les surfaces solides (adsorption, complexation ou précipitation), absorbés par les organismes vivants ou déplacés de la surface vers l'intérieur des phases solides. Leur distribution entre les différents compartiments du sol est définie par leur spéciation qui peut elle-même être modifiée en fonction des conditions géochimiques. Le caractère oxydant ou réducteur de l'eau de recharge conditionne les formes des éléments en solution, par exemple l'arsenic qui est solubilisé quand le milieu est oxydant.
- Les principales voies d'atténuation des micropolluants organiques sont la sorption et la biodégradation, cette dernière conduisant généralement à la formation de produits de transformation.

Les conditions géochimiques qui prévalent dans l'aquifère pouvant être modifiées lors de la recharge, des contaminants initialement adsorbés ou complexés peuvent être désorbés et transférés dans les eaux de la nappe. Les contaminants concernés peuvent être naturellement présents dans l'aquifère (fond géochimique) ou provenir d'une contamination antérieure du site. Par ailleurs, lors de la recharge artificielle de nappes, un contaminant est susceptible de s'adsorber pendant un certain temps puis de se désorber. Compte tenu de la disparité des sites de recharge artificielle et de la diversité des comportements des contaminants, il n'est pas possible de définir d'abattements par défaut, par classe de contaminants, applicables à tous les sites de recharge artificielle de nappes.

L'utilisation de modèles peut permettre de mieux comprendre le comportement de contaminants chimiques dans l'aquifère, à condition de les adapter au préalable au site de recharge étudié. Un même modèle ne permet pas de couvrir tous les contaminants chimiques ni tous les processus impliqués dans le devenir de ces contaminants dans l'aquifère. Aussi, bien qu'ils puissent être considérés comme un outil supplémentaire dans le suivi de la qualité chimique des nappes, les modèles ne permettent pas à l'heure actuelle de s'affranchir de campagne de mesures dans l'eau des aquifères rechargés.

Enfin, l'utilisation de traceurs peut permettre de visualiser spatialement les écoulements préférentiels des eaux de recharge dans l'aquifère et de suivre l'influence des eaux de recharge sur la qualité des eaux de la nappe. Le choix des traceurs est une étape critique qui nécessite de prendre en considération l'origine et la qualité des eaux de recharge ainsi que les caractéristiques de l'aquifère rechargé. Bien que les traceurs soient utiles à la caractérisation d'un site de recharge et au suivi de l'évolution de la qualité des eaux de souterraines rechargées, le GT a estimé qu'en l'état actuel des connaissances, il n'était pas possible de proposer de traceur(s) universel(s) pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes en France. Toutefois, le GT estime nécessaire de poursuivre les travaux de recherche afin de pouvoir proposer des traceurs permettant de suivre le transit des eaux lors de la recharge artificielle de nappes et l'impact de la recharge sur la qualité des eaux souterraines rechargées.

3.5. Identification des dangers pour l'Homme liés à la recharge artificielle de nappes

Les données existantes sur les contaminants présents dans les eaux prélevées après recharge artificielle de nappes sont parcellaires et ne permettent pas d'identifier l'ensemble de dangers pertinents d'un point de vue sanitaire pour l'ensemble des sites de recharge.

Lors de la recharge artificielle de nappes, les micro-organismes pathogènes proviennent principalement des eaux de recharge. Les micro-organismes d'intérêt sanitaire sont ceux qui persistent lors du traitement des eaux de recharge, lors de la percolation dans la ZNS et dans la nappe. Sur la bases des études disponibles, les virus entériques, les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* sont considérés comme les pathogènes les plus persistants dans ces circonstances. Compte tenu du manque de données actuellement disponibles sur la contamination des eaux souterraines françaises par les virus et des difficultés liées à ces analyses (coût, comparabilité des méthodes, caractère infectieux des virus quantifiés), il est prématuré de recommander un suivi des virus sur les sites de recharge artificielle de nappes en France.

Dans les eaux prélevées après la recharge, les éléments traces métalliques peuvent provenir des eaux de recharge, des eaux souterraines natives et/ou de l'interaction des eaux de recharge avec l'aquifère. Les techniques de traitement actuelles permettent de réduire les concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de recharge. En revanche, l'apport par l'aquifère est la source d'éléments traces métalliques la plus difficile à maîtriser lors de la recharge artificielle de nappe et nécessite d'assurer une compatibilité entre les eaux de recharge et l'aquifère en terme de pH et de potentiel redox.

Les contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après recharge peuvent provenir des eaux brutes pour la recharge ou être le produit de transformations survenant lors du traitement des eaux de recharge ou lors du transfert dans l'aquifère. Compte tenu de la grande diversité des contaminants chimiques organiques pouvant être présents dans les eaux prélevées après recharge, il n'est pas possible d'identifier les contaminants les plus pertinents à considérer pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes en France. Certains contaminants, plus persistants, se retrouvent fréquemment avec des concentrations mesurables dans les eaux souterraines rechargées et dans les eaux prélevées après recharge. Tel est, par exemple, le cas

de sous-produits de désinfection ou de contaminants émergents tels que la carbamazépine, le sulfaméthoxazole et le benzotriazole.

Afin de maîtriser les risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes, deux approches principales sont mises en œuvre. La première repose sur la formulation de contraintes générales portant sur la qualité des eaux brutes et des eaux de recharge, sur le traitement des eaux de recharge et sur la conception des sites de recharge. C'est l'approche retenue par la réglementation californienne et par l'US-EPA. La deuxième approche repose sur l'application à chaque site de recharge d'une démarche de gestion de la qualité comme la démarche d'analyse des risques pour la maîtrise des points critiques (HACCP), ou celle proposée dans les lignes directrices australiennes.

Enfin, le GT a pris les positions suivantes :

- la recharge artificielle de nappe ne doit pas imposer après prélèvement de traitement supplémentaire pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée ;
- toutes les eaux souterraines rechargées doivent être compatibles avec leur utilisation actuelle ou future pour l'alimentation en EDCH afin de ne pas hypothéquer ces ressources pour l'avenir ;
- la nappe, mais aussi la ZNS, sont des compartiments à protéger, par conséquent l'eau de recharge ne doit pas entraîner une dégradation de ces derniers ;
- les abattements pouvant survenir dans ces compartiments n'ont pas été pris en compte pour formuler les recommandations sur la recharge artificielle de nappes : les contraintes portent donc sur la qualité des eaux de recharge.

3.6. Recommandations

La recharge artificielle de nappe ne doit pas dégrader la qualité de l'eau de la nappe ni imposer après prélèvement des traitements supplémentaires pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée. Elle ne doit pas compromettre l'atteinte des objectifs environnementaux définis pour la masse d'eau souterraine influencée par la recharge artificielle, ce qui inclut la sauvegarde des écosystèmes terrestres associés. La qualité de l'eau de recharge doit donc être meilleure ou au moins équivalente à la qualité de l'eau de la nappe et la recharge artificielle de nappe ne doit pas perturber les équilibres hydrogéochimiques des aquifères rechargés afin de limiter les libérations potentielles de contaminants préalablement stockés dans le milieu souterrain. De plus, le système de recharge artificielle de nappes mis en place doit être durable.

Les projets de recharge artificielle de nappes doivent reposer sur un besoin spécifique lié à la ressource en eau ciblée (qualitatif et/ou quantitatif), et non pallier des pertes du réseau d'adduction, ni être uniquement un moyen d'élimination d'eaux usées traitées.

Parmi les différentes recommandations, la plus contraignante s'applique en priorité.

3.6.1. Réglementation

3.6.1.1. Réglementation relative à la recharge de nappes

Actuellement la réglementation française permet la recharge artificielle de nappes au cas par cas, après autorisation préfectorale en précisant que l'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine à condition que son utilisation ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux pour la masse d'eau souterraine rechargée ou augmentée. Les dossiers de la demande d'autorisation préfectorale doivent comprendre une étude d'impact.

3.6.1.2. Réglementation relative aux eaux souterraines

Dès lors que l'eau de recharge pénètre dans le milieu souterrain, elle devient de l'eau souterraine. Le contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines s'applique alors. Il impose le suivi de nombreux paramètres dont majoritairement des micropolluants. La recharge artificielle de nappes doit s'intégrer dans les SDAGE³ et SAGE⁴ et ne pas être à l'origine de la non réalisation des objectifs environnementaux des ressources rechargées.

3.6.1.3. Positionnement des dispositifs de recharge artificielle de nappes et périmètres de protection des captages pour la production d'EDCH

Lorsqu'une nappe est artificiellement rechargée pour couvrir des besoins supplémentaires en eau pour l'alimentation en EDCH, le point de recharge sera inévitablement implanté dans l'aire d'alimentation du ou des captage(s) exploitant la nappe et par conséquent peut être aussi dans les périmètres de protection des captages selon l'extension de ces derniers.

Les périmètres de protection sont destinés à préserver la qualité de l'eau prélevée sur le captage en agissant sur les activités présentes ou pouvant se développer dans l'aire d'alimentation des captages. En conséquence, la qualité de l'eau de recharge ne doit pas être moins bonne que celle de la nappe. Pour les captages en dérogation, l'eau de recharge doit être de meilleure qualité que les eaux rechargées, en particulier pour le (ou les) paramètre(s) déclassant(s) l'état de la masse d'eau souterraine considérée.

L'objectif de ne pas voir se développer d'activité dans le périmètre de protection immédiate, et l'exiguïté de celui-ci (en centaines de m² généralement) y excluent *a priori* l'installation d'un système de recharge artificielle de nappes. En effet, un dispositif de recharge nécessite un entretien du site de recharge et l'accès de véhicules pour son exploitation. De plus, ne pas implanter le dispositif de recharge dans le périmètre de protection immédiate permet d'augmenter le temps de transfert des eaux de recharge dans la nappe avant leur captage pour l'alimentation en EDCH. Ceci ajoute donc une protection supplémentaire pour le consommateur. Ainsi, la mise en place d'un dispositif de recharge dans le périmètre de protection immédiate n'est pas envisageable.

Les installations de réalimentation pourront être implantées dans les périmètres de protection rapprochée ou éloignée, sachant que la qualité de l'eau infiltrée ne devra pas nuire à celle prélevée sur le captage. L'arrêté de déclaration d'utilité publique devra être modifié en conséquence.

3.6.2. Conception des projets de recharge artificielle de nappes

3.6.2.1. Description générale du site

Avant d'envisager un projet de recharge de nappe, il est nécessaire de s'interroger sur les besoins en eau actuels et futurs pour la collectivité considérée et d'intégrer ce projet dans les plans de gestion de l'eau concernés (SDAGE et SAGE le cas échéant). L'impact sur l'hydrologie de surface des prélèvements d'eau de surface ou de la diminution des rejets de STEU liés à un projet de recharge artificielle de nappes doit être évalué, en particulier dans le cas de transferts de masses d'eau entre bassins versants. Les alternatives à la recharge de nappe doivent être au préalable étudiées. Les captages d'eau de la nappe pour laquelle la recharge artificielle est envisagée doivent être identifiés et tous les usages de cette nappe recensés.

De plus, le site de recharge artificielle choisi doit être bien caractérisé. Pour cela, il est nécessaire de décrire au minimum :

³ SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

⁴ SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau

- les caractéristiques de l'aquifère : taille de l'aquifère, type de terrain, aquifère à nappe libre ou captive ;
- la porosité, l'emmagasinement, la perméabilité et l'épaisseur de ZNS le cas échéant,
- l'inventaire des pressions subies par les eaux utilisées pour la recharge (pollution diffuse, rejets de STEU urbaine, rejet industriels) ;
- l'inventaire des usages de la nappe et des besoins ;
- et tout autre élément pertinent pour décrire le site retenu.

3.6.2.2. Choix de la méthode de recharge

En complément des considérations technico-économiques, le choix du dispositif de recharge artificielle doit prendre en compte le fait que la stagnation d'eaux (dans les bassins d'infiltration) peut favoriser la prolifération de certains insectes vecteurs (gîtes larvaires potentiels) et ainsi augmenter le risque de transmission de maladies vectorielles.

Une fois prise la décision de mise en place du projet de recharge de nappe, le dispositif de recharge choisi et la source d'eau de recharge sélectionnée, une étude approfondie de l'aquifère est nécessaire. Elle doit porter sur l'hydrogéologie et la composition de l'aquifère.

3.6.2.3. Connaissance du fonctionnement de la nappe soumise à la recharge

Pour connaître le fonctionnement hydraulique de la nappe lors de la recharge, il est nécessaire, au minimum, de déterminer par traçage et par modélisation :

- sa diffusivité ;
- le mode d'écoulement des eaux de recharge dans la nappe ;
- le mode de mélange des eaux de recharge dans la nappe ;
- le rapport du volume infiltré par rapport au volume de la nappe et donc le temps de transfert de l'eau rechargée dans l'aquifère.

3.6.2.4. Compatibilité entre les eaux de recharge et le site de recharge

Pour vérifier la compatibilité de l'eau de recharge avec le site de recharge, il convient au minimum de mesurer dans l'eau brute pour la recharge, l'eau de recharge et l'eau souterraine native :

- la conductivité ;
- le pH ;
- l'équilibre calco-carbonique ;
- le potentiel redox (conditionné par le type de nappe) ;
- les concentrations en ions ;
- et tout autre élément pertinent pour le site retenu.

De plus, le fond géochimique du site de recharge doit être caractérisé.

L'utilisation d'un modèle géochimique peut permettre d'estimer les gammes de valeurs des paramètres des eaux de recharge qui ne modifient pas de manière significative les équilibres physico-chimiques établis dans la nappe avant la recharge artificielle.

3.6.2.5. Protection du site de recharge

S'agissant d'un point d'introduction d'eau dans une nappe utilisée pour l'EDCH, le site de recharge doit bénéficier d'une protection même si le temps de transfert de l'eau jusqu'au point de reprise est généralement important. Il s'agirait de périmètres satellites par analogie à ceux créés autour des points d'engouffrement pour la protection des captages alimentés par un aquifère karstique.

Selon le type de dispositif et au regard de son emprise au sol et surtout de la nécessité d'intervenir sur les ouvrages de recharge, il pourra s'agir d'un périmètre de protection immédiate pour les forages d'injection mais plus généralement d'un périmètre de protection rapprochée en particulier pour les dispositifs d'infiltration par bassins. Les nombreuses interventions d'entretien des bassins excluent en effet pour ces derniers dispositifs le statut de périmètre de protection immédiate.

3.6.3. Qualité des eaux de recharge

Comme indiqué dans le paragraphe 3.5, le GT a retenu l'usage EDCH pour fixer les exigences sanitaires sur la recharge artificielle de nappes. Les recommandations émises s'appliquent aussi bien aux dispositifs de recharge artificielle par infiltration que par injection.

3.6.3.1. Traitement des eaux brutes pour la recharge

Les eaux brutes pour la recharge artificielle de nappes doivent faire l'objet d'un traitement préalable. Les eaux usées traitées utilisées doivent respecter la réglementation relative aux systèmes d'assainissement⁵.

3.6.3.2. Suivi du dispositif de recharge

Afin de prévenir les éventuelles variations de qualité des eaux brutes entrant dans le système de recharge de nappe et s'assurer du bon fonctionnement des installations de traitement, les paramètres suivants doivent être suivis en continu dans les eaux de recharge :

- pH,
- conductivité,
- turbidité,
- potentiel redox.

3.6.3.3. Qualité des eaux de recharge

Pour les eaux de recharge, le CES « Eaux » recommande, quelle que soit la ressource d'eau brute pour la recharge :

- une qualité au moins égale à celle des eaux souterraines natives pour les paramètres de l'annexe II⁶ de l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique, et le respect des limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'EDCH ;
- la non détection d'oocyste de *Cryptosporidium* et de kyste de *Giardia* ;
- une fréquence de suivi de 1 fois par mois sur la durée d'exploitation du site.

3.6.4. Suivi du site de recharge

Afin de s'assurer que la qualité de la nappe rechargée n'est pas dégradée et que des contaminants qui pourraient présenter un risque sanitaire au point d'usage ne s'accumulent pas, il est nécessaire d'assurer un suivi régulier de la qualité de la nappe. Le suivi est à faire sur :

- les eaux de recharge,
- les eaux souterraines rechargées,

⁵ Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

⁶ Limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'EDCH, à l'exclusion des eaux de source conditionnées, fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R 1321-7 (II) et R1321-42.

- les eaux souterraines natives.

De plus, pour disposer d'éléments de comparaison, un bilan de la qualité de la nappe doit être effectué avant la mise en eau du dispositif de recharge.

Si une dérive des concentrations est observée dans les eaux souterraines rechargées en lien avec la recharge, celle-ci doit être interrompue le temps de mettre en place les mesures correctives adaptées.

3.6.4.1. Paramètres à suivre

■ Utilisation de traceurs hydrauliques

En complément du suivi en continu du niveau de la nappe, les traceurs hydrauliques doivent permettre de déterminer la part des eaux de recharge dans la nappe. Ces traceurs ne sont pas spécifiques à chaque site, les chlorures peuvent être un bon marqueur des masses d'eau.

■ Contaminants chimiques

Afin de s'assurer que la qualité de la nappe n'est pas dégradée, le GT recommande de suivre l'ensemble des paramètres du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines mentionnés par l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. Cette surveillance peut être complétée par tous paramètres pertinents pour le site de recharge artificielle concerné qui peuvent être ajoutés, par exemple en raison d'une forte occurrence dans les eaux brutes pour la recharge, d'un fond géochimique local élevé ou des traitements appliqués aux eaux de recharge (sous-produits de désinfection).

3.6.4.2. Modalité de suivi

■ Emplacement des sondages de surveillance pour les eaux souterraines

Pour suivre la qualité des eaux souterraines, il est nécessaire de mettre en place des sondages de surveillance (piézomètres et qualitomètres) en amont en aval du site de recharge. Le nombre et l'emplacement de ces sondages seront déterminés en fonction :

- du temps de transfert de l'eau, qui dépend de la transmissivité de l'aquifère et du gradient hydraulique ; plus l'écoulement est rapide et plus le réseau devra être dense ;
- de l'homogénéité de l'aquifère : les aquifères fissurés de socle ou karstiques requièrent un réseau de suivi plus dense que les aquifères intergranulaires dont les aquifères alluviaux.

Un milieu homogène et à temps de transfert plurimensuel entre le dispositif de recharge et le forage de récupération ne requerra qu'un sondage situé à quelques dizaines de mètres à l'amont du dispositif de recharge, et un sondage aval situé entre les deux dispositifs.

Dans le cas d'aquifères à écoulements plus ou moins rapides et/ou plus ou moins chenalés, des sondages supplémentaires seront implantés à l'aval du dispositif de recharge de manière à être représentatifs de l'ensemble du contexte hydraulique affecté par la recharge.

■ Conditions d'échantillonnage et d'analyse

Les conditions d'échantillonnage et d'analyse à mettre en œuvre sont celles décrites dans l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

■ Fréquence d'analyse

La fréquence de contrôles à mettre en œuvre est de deux par année (un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux) et le nombre d'années de suivi par

SDAGE est identique à celui fixé dans le tableau 49 bis de l'arrêté du 7 août 2015 précédemment mentionné.

3.6.5. Qualité des eaux prélevées après recharge

Compte tenu de la pression supplémentaire que la recharge artificielle de nappe fait peser sur les ressources en eau, en cas d'utilisation du captage pour la production d'EDCH, la fréquence des échantillonnages et d'analyses d'eaux dans le cadre du contrôle sanitaire doit être augmentée :

- pour la ressource à 12 analyses de type RP⁷ par an, soit une par mois sur la durée d'exploitation du site puis en fonction du temps de transfert dans l'aquifère ;
- pour les eaux traitées, s'il a été fait la preuve que la filière de traitement permettait, à partir de la ressource rechargée, le respect des limites de qualité des EDCH⁸, il n'est pas nécessaire de modifier la fréquence du contrôle sanitaire.

3.6.6. Recommandations de recherche

3.6.6.1. Acquisitions de connaissance sur les sites de recharge artificielle de nappes en France

L'accès aux données produites lors du suivi de la qualité des eaux de recharge, des eaux souterraines rechargées et des eaux prélevées après recharge des sites français de recharge artificielle de nappes serait nécessaire pour approfondir le travail effectué sur l'identification des dangers lors de la recharge artificielle de nappes en France.

3.6.6.2. Acquisitions de connaissance sur les micro-organismes

Des études sont nécessaires pour caractériser la contamination microbiologique en particulier virale des eaux souterraines en France et proposer des indicateurs de cette contamination.

3.6.6.3. Acquisitions de connaissance sur les éléments traces métalliques

La simulation dans des modèles d'hydrogéochimie de l'ajout d'une eau osmosée dans les différents types de nappes rencontrés en France et exploitées pour l'EDCH, permettrait de prévoir le comportement géochimique des installations de recharge artificielle de nappe.

3.6.6.4. Acquisitions de connaissance sur les contaminants chimiques organiques

Le CES « Eaux » estime nécessaire de poursuivre les travaux de recherche afin de proposer à l'avenir des traceurs permettant de suivre le transit des eaux lors de la recharge artificielle de nappes et l'impact de la recharge sur la qualité des eaux souterraines rechargées. Ce travail pourra se baser sur les résultats du suivi des sites de recharge artificielle de nappes en fonctionnement en France. De plus, le suivi poussé de sites « pilotes » de recharge artificielle de nappe pourrait permettre d'étoffer les connaissances sur le devenir (dégradation, sorption, désorption) des contaminants chimiques organiques dans la ZNS afin d'envisager à terme une intégration des contaminants organiques dans des modèles prédictifs.

3.6.6.5. Acquisitions de connaissance sur l'hydrologie lors de la recharge

Il serait important de caractériser physiquement et chimiquement les processus de colmatage de la porosité d'un aquifère soumis à une injection ou une infiltration d'eau faiblement turbide.

⁷ Arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

⁸ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail adopte les conclusions du CES « Eaux ».

Les projections d'évolution des ressources en eaux en lien avec le changement climatique font craindre une diminution probable des ressources en eaux souterraines en France, en lien avec une baisse de la recharge naturelle et une possible remontée du biseau salé. Par conséquent, des mesures de préservation des ressources en eau doivent être prises. La Commission européenne a par exemple lancé en 2012, un plan d'action pour la sauvegarde des ressources en eau en Europe qui prévoit d'encourager la réutilisation de l'eau. La recharge artificielle de nappes à partir d'eau de surface ou d'eau usées traitées apparaît comme une des solutions qui pourraient être déployées pour lutter contre la diminution des ressources en eaux souterraines. Toutefois, l'Anses souligne l'importance de préserver, à long terme, la qualité des ressources en eaux souterraines, en particulier pour garantir une qualité compatible avec la production d'EDCH, sans avoir à recourir à des traitements supplémentaires à la charge des collectivités et des consommateurs.

De plus, l'Anses estime nécessaire d'améliorer la connaissance des sites français de recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, d'une part pour s'assurer du maintien de la qualité des eaux souterraines rechargées, et d'autre part pour approfondir l'identification des dangers pour l'Homme réalisée dans ce rapport. Pour cela, il serait nécessaire de collecter et mettre à disposition les données de suivi de la qualité des eaux de recharge, des eaux souterraines natives, des eaux souterraines rechargées, des eaux prélevées après recharge et des eaux au point d'usage.

La Directrice générale suppléante

Caroline GARDETTE

MOTS-CLES

Recharge artificielle de nappes - risques sanitaires - infiltration d'eau souterraine - injection d'eau souterraine

Risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine

Saisine 2012-SA-0255

RAPPORT d'expertise collective

Comité d'experts spécialisé « Eaux »

Groupe de travail « Évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge
artificielle de nappes d'eau souterraine »

Mars 2016

Mots clés

Recharge artificielle de nappes - risques sanitaires - infiltration d'eau souterraine - injection d'eau souterraine

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts externes, membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Jacques-Noël MUDRY - Professeur honoraire d'hydrogéologie - Université de Franche Comté, Besançon - Hydrogéologie, périmètres de protection des captages, qualité des eaux.

Membres

M. Yves ANDRÈS - École des mines de Nantes - Procédés de traitement hors EDCH, microbiologie, biodégradation

M. Christian BRUN - DDT de la Drôme / ARS PACA - Assainissement, qualité des eaux, droit du sol, protection des captages

M. Jean CARRÉ - Professeur honoraire - EHESP - Hydrogéologie, ressources en eau, périmètres de protection des captages et expérience terrain.

M. Serge CHIRON - IRD - Efficacité des traitements, transfert des contaminants, chimie de l'eau, produits de dégradation

M. Matthieu FOURNIER - Université de Rouen - Hydrogéologie, transfert microbiologique dans les ressources en eau, karst

Mme Anne TOGOLA - BRGM - Chimie analytique, émergents, prélèvement, eaux et autres matrices

RAPPORTEURS

Mme Elke FRIES - BRGM / Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe - transfert dans les eaux souterraines, modélisation des eaux souterraines.

RELECTEURS

Mme Corinne CABASSUD - Professeure - INSA, Toulouse - Laboratoire d'ingénierie des systèmes biologiques et des procédés, UMR INSA-CNRS-INRA - Produits et procédés de traitement de l'eau dont membranes, chimie de l'eau.

Mme Catherine CHUBILLEAU - Praticien hospitalier / Docteur en pharmacie, Docteur en sciences - Centre Hospitalier de Niort - Épidémiologie, microbiologie de l'eau.

M. Jean-François HUMBERT - Directeur de recherche / Docteur habilité à diriger des recherches - UMR BIOENCO, INRA, Paris - Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne.

M. Benjamin LOPEZ - Chef de projet / Docteur en sciences - BRGM, Orléans - Hydrogéologie, ressources en eau, modélisation.

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- CES « Eaux » - 6 mai 2014, 7 avril 2015, 7 juillet 2015, 1 septembre 2015, 3 novembre 2015, 1^{er} décembre 2015, 5 janvier 2016, 2 février 2016, 8 mars 2016.

Président

M. Yves LÉVI - Professeur de santé publique et environnement - Université Paris 11 Sud - Santé publique, polluants émergents, évaluation de risques sanitaires, écologie microbienne

Membres

Mme Claire ALBASI - Directrice de recherche / Docteur ingénieur - UMR 5503, Laboratoire de génie chimique, CNRS-INPT-UPS, Toulouse - Produits et procédés de traitement de l'eau dont membranes, assainissement, chimie de l'eau, utilisation de ressources en eau alternatives.

Mme Sophie AYRAULT - Chef d'équipe / Docteur habilité à diriger des recherches - CEA, Gif-sur-Yvette - Chimie de l'eau dont chimie minérale.

M. Jean BARON - Responsable de département / Ingénieur de recherche - Eau de Paris - Matériaux au contact de l'eau, produits et procédés de traitement de l'eau (filiales de traitement).

M. Jean-Luc BOUDENNE - Professeur - Université Aix-Marseille - Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux. Laboratoire Chimie de l'environnement.

Mme Véronique BOUVARD - Spécialiste scientifique / Docteur en sciences - CIRC / OMS, Lyon - Toxicologie dont cancérogène.

Mme Corinne CABASSUD - Professeure - INSA, Toulouse - Laboratoire d'ingénierie des systèmes biologiques et des procédés, UMR INSA-CNRS-INRA - Produits et procédés de traitement de l'eau dont membranes, chimie de l'eau.

M. Jean CARRÉ - Professeur honoraire - EHESP - Hydrogéologie, ressources en eau, périmètres de protection des captages et expérience terrain.

Mme Catherine CHUBILLEAU - Praticien hospitalier / Docteur en pharmacie, Docteur en sciences - Centre Hospitalier de Niort - Épidémiologie, microbiologie de l'eau.

M. Olivier CORREC - Ingénieur de recherche / Docteur en sciences - CSTB - Matériaux au contact de l'eau, réseaux intérieurs.

M. Christophe DAGOT - Directeur adjoint / Professeur - ENSIL, Limoges - Assainissement, utilisation de ressources en eau alternatives.

Mme Isabelle DUBLINEAU - Chargée de mission auprès du directeur de la radioprotection de l'Homme / Docteur habilité à diriger des recherches - IRSN, Fontenay-aux-Roses - Toxicologie.

Mme Sylvie DUBROU - Directeur de laboratoire / Docteur en pharmacie - Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris - Microbiologie de l'eau.

M. Robert DURAN - Responsable d'équipe / Professeur - Université de Pau et des Pays de l'Adour - Écotoxicologie.

M. Stéphane GARNAUD - Responsable technique eau et assainissement / Docteur en sciences - Mairie de Saint-Maur-des-Fossés - Assainissement.

M. Jean-François HUMBERT - Directeur de recherche / Docteur habilité à diriger des recherches - UMR BIOENCO, INRA, Paris - Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne.

M. Michel JOYEUX - Directeur recherche développement et qualité de l'eau / Docteur en médecine, Docteur en sciences - Eau de Paris - Toxicologie, évaluation de risques sanitaires, santé publique.

Mme Colette LE BACLE - Retraitée - Docteur en médecine - Santé travail, microbiologie de l'eau.

M. Benjamin LOPEZ - Chef de projet / Docteur en sciences - BRGM, Orléans - Hydrogéologie, ressources en eau, modélisation.

M. Jacques-Noël MUDRY - Professeur honoraire d'hydrogéologie - Université de Franche Comté, Besançon - Hydrogéologie, ressources en eaux, périmètres de protection des captages, expérience terrain.

M. Daniel PERDIZ - Maître de conférences / Pharmacien toxicologue - Université Paris 11 Sud - Toxicologie, génotoxicité, perturbateurs endocriniens dans l'eau.

Mme Fabienne PETIT - Enseignant chercheur / Professeur - Université de Rouen / UMR CNRS M2C - Écologie microbienne.

M. Mohamed SARAHA - Professeur - Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, Université Blaise Pascal - Produits et procédés de traitement de l'eau, photochimie, oxydation avancée, chimie réactionnelle de l'eau.

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT - Professeur - Université d'Auvergne / Faculté de Pharmacie, Clermont-Ferrand - Santé publique et environnement, épidémiologie, évaluation de risques sanitaires.

Mme Michèle TREMBLAY - Docteur en médecine spécialiste en santé communautaire / Médecin conseil en santé au travail et en maladies infectieuses - Institut de santé publique du Québec / Direction de santé publique de Montréal - Santé travail, microbiologie de l'eau.

Mme Michèle VIALETTE - Chef de service / Docteur habilité à diriger des recherches - Institut Pasteur de Lille - Microbiologie de l'eau dont virologie.

Mme Bénédicte WELTE - Directrice adjointe de recherche du développement et de la qualité de l'eau / Docteur en sciences - Eau de Paris - Produits et procédés de traitement de l'eau (tous procédés, filières de traitement).

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

BACHELOT Morgane - Unité d'évaluation des risques liés à l'eau - Anses

HOSPITALIER Juliette - Unité d'évaluation des risques liés à l'eau - Anses

Contribution scientifique

PANETIER Pascale - Chef de l'unité d'évaluation des risques liés à l'eau - Anses

Secrétariat administratif

BOIX-PÉTRÉ Séverine - Anses

BRION Agnès - Anses

SADE Virginie - Anses

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM)

CASANOVA Joël - Chef de projet Géochimiste - BRGM

KLOPPMANN Wolfram - Chef de projet Géochimiste isotopiste - BRGM

Fédération des professionnels de l'eau et de l'environnement (FP2E)

DAVID Boris - Véolia

DUZAN Alexandre - Lyonnaise des eaux

JAUZEIN Vincent - Saur

SOMMAIRE

| | |
|---|-----------|
| Présentation des intervenants | 3 |
| Sigles et abréviations | 11 |
| Liste des tableaux..... | 14 |
| Liste des figures | 16 |
| 1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine..... | 17 |
| 1.1 Contexte..... | 17 |
| 1.2 Objet de la saisine..... | 17 |
| 1.3 Modalités de traitement | 18 |
| 1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts. | 18 |
| 2 Introduction | 19 |
| 2.1 Fonctionnement naturel d'un aquifère | 19 |
| 2.2 Recharge artificielle de nappes..... | 21 |
| 2.3 Définitions | 21 |
| 3 Contexte international..... | 23 |
| 3.1 Synthèse des documents institutionnels portant sur la recharge artificielle de nappes à l'étranger | 23 |
| 3.1.1 OMS (2003) : état de l'art, risques sanitaires liés à la recharge des aquifères avec de l'eau recyclée..... | 23 |
| 3.1.2 Department of water affairs and forestry et Groundwater Africa (2007) : stratégie pour la recharge artificielle | 25 |
| 3.1.3 NRMMC-EPHC-NHMRC (2009a) : lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux : gestion des risques sanitaires et environnementaux (phase 2) - Recharge artificielle de nappes | 26 |
| 3.1.4 US EPA (2012) : lignes directrices pour la réutilisation des eaux | 30 |
| 3.1.5 California Department of Public Health (2014) : réglementation liée à l'eau recyclée | 34 |
| 3.1.6 JRC (2014) : réutilisation de l'eau dans l'Union européenne (UE) | 36 |
| 3.1.7 DVGW (2007) : conception, construction et exploitation d'installations de recharge artificielle des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau potable | 36 |
| 3.2 Exemples de réalisations..... | 37 |
| 3.2.1 Sites recensés par le WssTP (2010) | 37 |
| 3.2.2 Exemples de sites de recharge artificielle de nappes | 37 |
| 3.2.2.1 USA - Californie du Sud, région de Los Angeles - sites de West Coast Basin et de Central Basin (WRD, 2015a)..... | 37 |
| 3.2.2.2 Australie - Salisbury et Adélaïde - site de Bolivar..... | 38 |
| 3.2.2.3 Australie - Salisbury, Nord d'Adélaïde - site de Parafield..... | 39 |
| 3.2.2.4 Israël - El Dan, région de Tel Aviv - site de Shafdan..... | 40 |
| 3.2.3 Sites infiltrant des eaux usées peu traitées | 41 |
| 3.3 Situation européenne..... | 42 |
| 3.3.1 Réglementation..... | 42 |
| 3.3.1.1 Union européenne..... | 42 |
| 3.3.1.2 Réglementation spécifiques des États membres de l'Union européenne..... | 43 |
| 3.3.1.2.1 Consultation via l'Endware | 43 |
| 3.3.1.2.2 Bilan du JRC (2014)..... | 44 |
| 3.3.2 Sites européens de recharge artificielle de nappe | 44 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 3.3.2.1 | Consultation des états membres de l'Union européenne | 44 |
| 3.3.2.2 | Sites recensés par le WssTP (2010) | 44 |
| 3.3.2.3 | Recensement effectué dans le cadre du projet DEMEAU | 45 |
| 3.3.2.4 | Exemple de sites européens de recharge artificielle de nappes..... | 45 |
| 3.3.2.4.1 | <i>Belgique - Wulpen (Torreele/St André)</i> | 45 |
| 3.3.2.4.2 | <i>Italie - Péninsule de Salento – Nardò</i> | 46 |
| 3.3.3 | Projets de recherche sur la recharge artificielle de nappes soutenus par l'Union européenne (UE) ... | 46 |
| 3.4 | Conclusions..... | 48 |
| 4 | Opportunité de la recharge artificielle de nappes en France | 50 |
| 4.1 | Secteurs favorables du territoire français | 50 |
| 4.1.1 | Ressource en eau en France | 50 |
| 4.1.1.1 | Les eaux de surface | 50 |
| 4.1.1.2 | Les eaux souterraines | 51 |
| 4.1.1.3 | La pluie efficace et la recharge des aquifères | 52 |
| 4.1.2 | Usages de l'eau en France | 53 |
| 4.1.3 | Projection de l'évolution des ressources en eaux d'après le projet Explore 2070 | 54 |
| 4.1.4 | Nature des terrains en France et faisabilité technique de la recharge de nappes | 55 |
| 4.1.4.1 | Recharge par infiltration | 55 |
| 4.1.4.2 | Recharge par injection | 56 |
| 4.1.4.3 | Cas des départements d'outremer (DOM) | 56 |
| 4.2 | Cadre réglementaire en France | 57 |
| 4.2.1 | Réglementation relative à la qualité des eaux souterraines | 57 |
| 4.2.2 | Réglementation relative à la recharge artificielle de nappes | 59 |
| 4.2.2.1 | Dispositions générales | 59 |
| 4.2.2.2 | Recharge des eaux souterraines avec des eaux issues d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) | 60 |
| 4.2.3 | Réglementation relative à certains usages des eaux souterraines | 60 |
| 4.2.3.1 | Eaux utilisés pour l'alimentation en EDCH | 60 |
| 4.2.3.2 | Irrigation | 62 |
| 4.3 | Recharge artificielle de nappes en France | 62 |
| 4.3.1 | Synthèse des pratiques de recharge artificielle de nappes en France | 63 |
| 4.3.2 | Exemple de sites français | 63 |
| 4.3.2.1 | Flins-Aubergenville..... | 63 |
| 4.3.2.2 | Crépieux-Charmy (Lyon) | 64 |
| 4.4 | Conclusions..... | 66 |
| 5 | Eaux brutes pour la recharge considérées comme utilisables en France et leurs qualités..... | 68 |
| 5.1 | Eaux de surface..... | 68 |
| 5.1.1 | Réglementation | 68 |
| 5.1.2 | Qualité des eaux de surface | 69 |
| 5.1.2.1 | Qualité microbiologique des eaux de surface | 69 |
| 5.1.2.2 | Qualité chimique des eaux de surface | 70 |
| 5.2 | Eaux usées traitées urbaines | 74 |
| 5.2.1 | Réglementation | 75 |
| 5.2.2 | Volumes des eaux usées traitées | 75 |
| 5.2.3 | Qualité des eaux usées traitées | 76 |
| 5.2.3.1 | Qualité microbiologique des eaux usées traitées | 76 |
| 5.2.3.2 | Qualité chimique des eaux usées traitées | 80 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 5.3 | Qualité des eaux de recharge pour quelques exemple de sites de recharge artificielle de nappes..... | 82 |
| 5.3.1 | Qualité microbiologique des eaux de recharge | 83 |
| 5.3.1 | Qualité chimique des eaux de recharge | 84 |
| 5.3.1.1 | Éléments traces métalliques (ETM)..... | 84 |
| 5.3.1.2 | Contaminants chimiques organiques | 85 |
| 5.4 | Conclusions..... | 86 |
| 6 | Aspects techniques de la recharge des nappes | 88 |
| 6.1 | Typologie des dispositifs de réalimentation | 88 |
| 6.1.1 | Infiltration ou recharge indirecte | 88 |
| 6.1.2 | Injection ou recharge directe..... | 89 |
| 6.1.3 | Cas de la filtration par berge..... | 89 |
| 6.2 | Problèmes et contraintes techniques | 90 |
| 6.2.1 | Colmatage des dispositifs de recharge artificielle de nappe | 90 |
| 6.2.1.1 | Injection..... | 91 |
| 6.2.1.2 | Infiltration..... | 91 |
| 6.2.2 | Changement des conditions physico-chimiques dans la zone non saturée..... | 92 |
| 6.2.3 | Interactions eau-roche dans la zone saturée..... | 92 |
| 6.2.4 | Charge hydraulique..... | 94 |
| 6.2.5 | Mélange des eaux..... | 94 |
| 6.3 | Devenir des contaminants..... | 94 |
| 6.3.1 | Influence de la recharge sur la composition physico-chimique des eaux souterraines - Exemple de Shafdan..... | 95 |
| 6.3.2 | Microbiologie..... | 96 |
| 6.3.3 | Contaminants chimiques..... | 99 |
| 6.3.3.1 | Éléments traces métalliques (ETM)..... | 99 |
| 6.3.3.2 | Contaminants chimiques organiques | 100 |
| 6.3.3.3 | Modèles..... | 102 |
| 6.3.4 | Utilisation de traceurs/indicateurs | 103 |
| 6.4 | Conclusions..... | 104 |
| 7 | Identification des dangers pour l'Homme liés à la recharge artificielle de nappes | 106 |
| 7.1 | Revue des évaluations des risques sanitaires appliquées à des sites de recharge artificielle de nappes..... | 106 |
| 7.2 | Identification des dangers | 108 |
| 7.2.1 | Micro-organismes | 108 |
| 7.2.1.1 | Exemples de sites de recharge | 108 |
| 7.2.1.2 | Micro-organismes d'intérêt | 109 |
| 7.2.2 | Contaminants chimiques..... | 110 |
| 7.2.2.1 | Éléments traces métalliques (ETM)..... | 110 |
| 7.2.2.1.1 | <i>Exemples de sites de recharge</i> | <i>111</i> |
| 7.2.2.1.2 | <i>ETM d'intérêt.....</i> | <i>112</i> |
| 7.2.2.2 | Contaminants chimiques organiques | 112 |
| 7.2.2.2.1 | <i>Exemples de sites de recharge</i> | <i>113</i> |
| 7.2.2.2.2 | <i>Contaminants chimiques organiques d'intérêt.....</i> | <i>114</i> |
| 7.3 | Revue des mesures de maîtrise..... | 115 |
| 7.3.1 | Exigence de qualité sur les eaux de recharge..... | 115 |
| 7.3.1.1 | Utilisation des valeurs guides pour l'EDCH | 116 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 7.3.1.2 | Autres contaminants à surveiller | 116 |
| 7.3.2 | Traitement des eaux brutes de recharge | 116 |
| 7.3.3 | Contraintes sur les étapes de recharge artificielle de nappes | 117 |
| 7.3.4 | Approches de gestion de la qualité | 117 |
| 7.3.4.1 | Système d'analyse des risques pour la maîtrise des points critiques (HACCP) | 117 |
| 7.3.4.2 | Lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a) | 118 |
| 7.4 | Situation française | 119 |
| 7.5 | Positions du GT | 120 |
| 7.5.1 | Traitement des eaux prélevées après recharge | 120 |
| 7.5.2 | Usages considérés : alimentation en EDCH | 120 |
| 7.5.3 | Abattement lors de la recharge | 121 |
| 7.5.4 | Cadrement des projet de recharge | 121 |
| 7.6 | Conclusions | 122 |
| 8 | Recommandations | 123 |
| 8.1 | Réglementation | 123 |
| 8.1.1 | Réglementation relative à la recharge de nappes | 123 |
| 8.1.2 | Réglementation relative aux eaux souterraines | 123 |
| 8.1.3 | Positionnement des dispositifs de recharge artificielle de nappes et périmètres de protection des captages pour la production d'EDCH | 123 |
| 8.2 | Conception du projet de recharge artificielle de nappes | 124 |
| 8.2.1 | Description générale du site | 124 |
| 8.2.2 | Choix de la méthode de recharge | 124 |
| 8.2.3 | Connaissance du fonctionnement de la nappe soumise à la recharge | 124 |
| 8.2.4 | Compatibilité entre les eaux de recharge et le site de recharge | 124 |
| 8.2.5 | Protection du site de recharge | 125 |
| 8.3 | Qualité des eaux de recharge | 125 |
| 8.3.1 | Traitement des eaux brutes pour la recharge | 125 |
| 8.3.2 | Suivi du dispositif de recharge | 125 |
| 8.3.3 | Qualité des eaux de recharge | 126 |
| 8.4 | Suivi du site de recharge | 126 |
| 8.4.1 | Paramètres à suivre | 126 |
| 8.4.1.1 | Utilisation de traceurs hydrauliques | 126 |
| 8.4.1.2 | Contaminants chimiques | 126 |
| 8.4.2 | Modalité de suivi | 127 |
| 8.4.2.1 | Emplacement des sondages de surveillance pour les eaux souterraines | 127 |
| 8.4.2.2 | Conditions d'échantillonnage et d'analyse | 127 |
| 8.4.2.3 | Fréquence d'analyse | 127 |
| 8.5 | Qualité des eaux prélevées après recharge | 127 |
| 8.6 | Recommandations de recherche | 128 |
| 8.6.1 | Acquisitions de connaissance sur les sites de recharge artificielle de nappes en France | 128 |
| 8.6.2 | Acquisitions de connaissance sur les micro-organismes | 128 |
| 8.6.3 | Acquisitions de connaissance sur les ETM | 128 |
| 8.6.4 | Acquisitions de connaissance sur les contaminants chimiques organiques | 128 |
| 8.6.5 | Acquisitions de connaissance sur l'hydrologie lors de la recharge | 128 |
| 9 | Bibliographie | 129 |

| | |
|--|-----|
| 9.1 Publications..... | 129 |
| 9.2 Normes..... | 138 |
| 9.3 Législation et réglementation..... | 138 |

ANNEXES 140

| | |
|---|-----|
| Annexe 1 : Lettre de saisine..... | 141 |
| Annexe 2 : Sites non européens de recharge artificielle de nappes | 143 |
| Annexe 3 : Exemples de sites de recharge de nappes..... | 144 |
| Annexe 4 : Sites européens de recharge artificielle de nappes..... | 146 |
| Annexe 5 : Cadre réglementaire applicable en France..... | 148 |
| Annexe 6 : Sites français de recharge artificielle de nappes..... | 155 |
| Annexe 7 : Exemple d'ERS appliquées à des sites de recharges artificielles de nappes... | 160 |

Sigles et abréviations

Afssa : Agence française de sécurité sanitaire des aliments

Afsset : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

AHMC : Australian health ministers' conference - Conférence des ministres australiens de la santé (Australie)

AMPA : Acide aminométhylphosphonique

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ARS : Agence régionale de santé

ASR : Aquifer storage and recovery - Stockage dans l'aquifère et récupération

ASTR : Aquifer storage, transfer and recovery - Stockage dans l'aquifère, transfert et récupération

BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières

CCP : Point critique pour la maîtrise

CEA : Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives

CES : Comité d'experts spécialisé

CETMEF : Centre d'études techniques maritimes et fluviales

CGDD : Commissariat général au développement durable

CORDIS : Service communautaire d'information sur la recherche et le développement (Commission européenne)

CSIRO : Commonwealth scientific and industrial organization - Organisation de la recherche scientifique et industrielle du Commonwealth (Australie)

COD : Carbone organique dissous

COT : Carbone organique total

COV : Composé organique volatil

CSP : Code de la santé publique

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène à 5 jours

DCE : Directive cadre européenne sur l'eau

DDT : Direction départementale des territoires

DDTM : Direction départementale des territoires et de la mer

DGS : Direction générale de la santé

DGEC : Direction générale de l'énergie et du climat

DGPR : Direction générale de la prévention des risques au MEDDE

DOM (ou DROM) : Département d'outre-mer (ou Département et région d'outre-mer)

DUP : Déclaration d'utilité publique

DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

DT-ARS : Délégation territoriale d'agence régionale de santé

DVGW : Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches - Association allemande des gaz et eau

EDCH : Eau destinée à la consommation humaine

Eh : Potentiel d'oxydo-réduction

EH : Équivalent habitants

EPHC : Environment Protection and Heritage Council - Conseil de protection de l'environnement et du patrimoine (Australie)

EHESP : École des hautes études en santé publique

ERS : Évaluation des risques sanitaires
ESO : Eau souterraine
ESU : Eau de surface
ETM : Éléments traces métalliques
EUT : Eau usée traitée
FAO : Food and agriculture organization – Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FI : Facteur d'incertitude
FP2E : Fédération professionnelle des entreprises de l'eau
GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GT : Groupe de Travail
HAA : Acide haloacétique
HACCP : Hazard analysis critical control point - Analyse des risques pour la maîtrise des points critiques
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement
Ineris : Institut national de l'environnement et des risques
Irstea : Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
JRC : Joint research center - Centre de recherche conjoint (Union européenne)
LoD : Limite de détection
LoQ : Limite de quantification
MAR : Managed aquifer recharge - Recharge artificielle de nappe
MEDDE : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie
MES : Matière en suspension
NDMA : N-nitrosodiméthylamine
NFU : Nephelometric formazine unit - Unité néphélométrique formazine
NTU : Nephelometric turbidity unit - Unité de turbidité néphélométrique
NPP : Nombre le plus probable
NHMRC : National health and medical research council - Conseil sur la santé nationale et la recherche médicale (Australie)
NRMMC : Natural resource management ministerial council - Conseil ministériel sur la gestion des ressources naturelles (Australie)
OMS : Organisation mondiale de la santé
ONEMA : Office national de l'eau et des milieux aquatiques
PACA : Provence - Alpes - Côte-d'Azur
PCB : Polychlorobiphényles
pH : Potentiel d'Hydrogène (mesure de l'acidité ou de la basicité)
PE : Perturbateur endocrinien
POP : Polluants organiques persistants
QCP : Point critique pour la qualité
RWC : Contribution de l'eau recyclée
SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

SAT : Soil aquifer treatment - Traitement par la zone non saturée de l'aquifère
SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion de l'eau
SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SOeS : Service de l'observation et des statistiques
SP : Programme de soutien
SPD : Sous-produits de désinfection
STEU : Station de traitement des eaux usées
THM : Trihalométhanes
TTC : Toxicologic Threshold Concern - Seuil de préoccupation toxicologique
TDS : Total dissolved solids - Concentration du total des solides dissous
UE : Union européenne
UFC : Unités formant colonie
UFP : Unités formant plage
UNEP : Programme des Nations Unies pour l'environnement
US-EPA : United States Environmental Protection Agency - Agence de protection de l'environnement des États-Unis
UV : Ultra-violet
VTR : Valeur toxicologique de référence
WBMWD : West Basin Municipal Water District (USA)
WRD : Water Replenishment District of Southern California (USA)
WSP : Water safety plan - Plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau
WssTP : Water supply and sanitation technology platform - Plateforme technologique d'approvisionnement en eau et de traitement d'eaux usées (Union européenne)
ZNS : Zone non saturée (ou vadose)
ZS : Zone saturée (ou noyée)

Liste des tableaux

| | |
|---|-----|
| Tableau I. Proposition de critères pour des lignes directrices pour la recharge artificielle de nappe avec des eaux usées traitées pour l'alimentation en EDCH (OMS, 2003). | 25 |
| Tableau II. Proposition de lignes directrices de l'US EPA (2012) pour l'utilisation d'eau usées traitées pour la recharge artificielle de nappes. | 32 |
| Tableau III. Extrait des contraintes imposées par la réglementation californienne pour la recharge de nappes utilisées pour l'approvisionnement en eau potable avec des eaux usées traitées (California Department of Public Health, 2014). | 35 |
| Tableau IV. Conditions opératoires de la recharge artificielle par infiltration sur le site de Shafdan (d'après BRGM et ONEMA, 2013). | 41 |
| Tableau V. Valeurs seuils minimales à respecter dans les eaux souterraines prescrites par l'arrêté du 17 décembre 2008 modifié. | 58 |
| Tableau VI. État des masses d'eau de surface en France en 2010 (SOeS, 2011a). | 69 |
| Tableau VII. Exemples de concentration en micro-organismes dans les eaux de deux rivières et d'un fleuve français. | 70 |
| Tableau VIII. Niveau des concentrations maximales en micropolluants quantifiés dans des eaux de surface de France métropolitaine (d'après Botta et Dulio, 2014). | 74 |
| Tableau IX. Performances minimales de traitement des eaux usées des agglomérations devant traiter une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à $1,2 \text{ kg.j}^{-1}$ de DBO_5 : concentrations maximales à respecter et rendement minimum à atteindre, en moyenne journalière (Arrêté du 21 juillet 2015). | 75 |
| Tableau X. Nombre de STEU par taille en EH, données de 2013 (Portail d'information sur l'assainissement communal, 2015). | 76 |
| Tableau XI. Exemples de concentrations en micro-organismes mesurées en France dans des eaux usées traitées en fonction du type de traitement. | 77 |
| Tableau XII. Exemples d'abattement en micro-organismes (exprimé en log) observés lors des étapes de traitements et de stockage (Anses, 2012 d'après Kamizoulis, 2008). | 78 |
| Tableau XIII. Survie de micro-organismes dans les eaux douces et eaux-vannes entre 20 et 30 °C (OMS, 2012). | 80 |
| Tableau XIV. Niveaux de concentration des substances détectées et quantifiées dans les eaux usées traitées en sortie de traitement secondaire de type boues activées (d'après Martin Ruel <i>et al.</i> , 2011). | 82 |
| Tableau XV. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de recharge de quelques exemples de sites de recharge artificielle de nappes. | 83 |
| Tableau XVI. Concentrations en micro-organismes dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 84 |
| Tableau XVII. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 85 |
| Tableau XVIII. Concentrations en contaminants chimiques organiques dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 86 |
| Tableau XIX. Critères de colmatage des systèmes de recharge artificielle (Perez-Paricio et Carrera, 1998). | 91 |
| Tableau XX. Composition chimique moyenne des EUT servant à la recharge de la nappe et des eaux de la nappe sur le site de Shafdan entre 2004 et 2005 (Oren <i>et al.</i> , 2007). | 96 |
| Tableau XXI. Concentrations en micro-organismes dans les eaux prélevées après la recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 109 |
| Tableau XXII. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de recharge de sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 111 |
| Tableau XXIII. Concentrations en contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après la recharge de sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple. | 113 |
| Tableau XXIV. Sites non européens de démonstration et cas d'étude spécifiques à la gestion de la recharge d'aquifères (WssTP, 2010). | 143 |

| | |
|--|-----|
| Tableau XXV. Résumés des caractéristiques des exemples de sites de recharge artificielle de nappe présentés dans les chapitres 3 et 4. | 144 |
| Tableau XXVI. Sites européens de démonstration et cas d'étude spécifiques à la gestion de la recharge d'aquifères (WssTP, 2010). | 146 |
| Tableau XXVII. Paramètres et micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines. | 148 |
| Tableau XXVIII. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines communs métropole et DOM. | 149 |
| Tableau XXIX. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines pour la métropole. | 150 |
| Tableau XXX. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines pour les DOM. | 151 |
| Tableau XXXI. Paramètres de l'analyse intermédiaire du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines. | 152 |
| Tableau XXXII. Liste des substances dangereuses de l'arrêté du 17 juillet 2009 modifié. | 153 |
| Tableau XXXIII. Limites de qualité des eaux brutes utilisées pour produire de l'EDCH. | 154 |
| Tableau XXXIV. Sites français de recharge d'aquifères. | 157 |
| Tableau XXXV. Évaluations de risques sanitaires microbiologiques pour cinq sites de recharge artificielle de nappes en utilisation les DALY (d'après Page <i>et al.</i> , 2010a; Ayuso-Gabella <i>et al.</i> , 2011). | 162 |
| Tableau XXXVI. Points critiques pour la maîtrise et points d'action identifiés lors de l'application du système HACCP au site de Wulpen (d'après Dewettinck <i>et al.</i> , 2001). | 164 |
| Tableau XXXVII. Évaluation qualitative des risques sanitaires et points critiques pour la maîtrise lors de l'application du système HACCP au site de Parafield (d'après Swierc <i>et al.</i> , 2005). | 166 |
| Tableau XXXVIII. Évaluation de risques sanitaires microbiologiques par les DALY pour le site de Bolivar (d'après Ayuso-Gabella <i>et al.</i> , 2010). | 168 |

Liste des figures

| | |
|--|-----|
| Figure 1. Indicateur de stress hydrique dans les principaux bassins (d'après UNEP et GRID-Arendal, 2008). | 19 |
| Figure 2. Schéma du cheminement des eaux lors de la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine... 22 | 22 |
| Figure 3. Démarche d'évaluation et de gestion des risques liés à la recharge artificielle de nappes proposée par les lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). | 27 |
| Figure 4. Concept de la zone d'atténuation appliqué à la recharge de nappe (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). | 29 |
| Figure 5. Pratiques de la recharge artificielle de nappes dans le monde (ZNS = zone non saturée, EDCH = eau destinée à la consommation humaine). | 49 |
| Figure 6. État quantitatif des eaux souterraines en 2010 et 2013 (Eaufrance, 2015). | 51 |
| Figure 7. Carte de la recharge pour les bassins versants Explore (MEDDE <i>et al.</i> , 2012a). | 52 |
| Figure 8. Répartition des volumes d'eau prélevés par usage et par ressource en 2011 en France métropolitaine hors prélèvements en mer et en eau saumâtre, hors énergie, hydroélectricité et alimentation de canaux (SOeS, 2014e). | 53 |
| Figure 9. Prélèvements d'eaux (souterraines et de surface) pour l'approvisionnement en eau potable (à gauche) et pour l'irrigation (à droite) par région (à cette date) en France en 2011 (SOeS, 2014e). | 54 |
| Figure 10. Schéma des installations de recharge de nappe de Flins-Aubergenville, France (BRGM et ONEMA, 2013). | 64 |
| Figure 11. Schéma des installations de recharge de nappe de Crépieux-Charmy, France (BRGM, 2008). .. | 65 |
| Figure 12. Schéma de la recharge artificielle de nappe adapté à la situation française. | 67 |
| Figure 13. Concentration moyenne en pesticides (en $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans les cours d'eau en France métropolitaine en 2011 (SOeS, 2014a). | 72 |
| Figure 14. Micropolluants, hors métaux et pesticides, les plus quantifiés dans les cours d'eau de métropole en 2011 (SOeS, 2014a). | 73 |
| Figure 15. Concentrations moyennes en coliformes thermotolérants dans les eaux usées à divers stades de traitement (valeurs moyennes pour quelques stations d'épuration françaises (d'après George <i>et al.</i> , 2002; Servais <i>et al.</i> , 2007). | 79 |
| Figure 16. Trois principaux dispositifs de recharge artificielle de nappe (US EPA, 2012). | 88 |
| Figure 17. Évolution des concentrations en Manganèse dans les eaux de la nappe sur le site de Shafdan (Oren <i>et al.</i> , 2007). | 94 |
| Figure 18. Caractéristiques des aquifères dans les milieux poreux homogènes (a), la roche fracturée (b) et les karsts (c), montrant la possibilité d'une migration rapide des constituants dans l'eau rechargée (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). | 95 |
| Figure 19. Schéma conceptuel du devenir des ETM dans un sol (Bataillard <i>et al.</i> , 2012). | 100 |
| Figure 20. Schéma de la recharge artificielle de nappe adaptée à la situation française. | 120 |

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

L'Anses s'est autosaisie le 27 novembre 2012 pour réaliser l'évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, notamment lors de leur utilisation pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Annexe 1).

Les nappes d'eau souterraine se rechargent naturellement lors des épisodes pluvieux, principalement en automne et en hiver en France métropolitaine. Leur niveau fluctue autour d'un équilibre qui peut être affecté notamment par les activités anthropiques. En France, plus de 95 % des captages pour la production d'eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) exploitent des eaux souterraines, ils produisent 67 % de l'eau distribuée. Pour les secteurs industriel et agricole, la proportion d'eau prélevée en eaux souterraines est de l'ordre de 40 %. L'augmentation de la pression démographique, qui peut être locale et/ou temporelle, accroît la demande à partir des ressources en eau souterraine. Dans le même temps, on observe, au cours des récentes décennies, une extension des surfaces imperméabilisées et une réduction des surfaces de recharge naturelle de nappes. À ces évolutions s'ajoutent les évolutions climatiques qui se traduisent dans certaines régions par des itérations de déficit hydrique et, en conséquence, par une multiplication des décisions de l'autorité publique de restriction de prélèvements d'eau.

Actuellement, les mesures de gestion de la ressource en eau souterraine encouragent les économies d'eau, par exemple en adaptant les prélèvements en eau souterraine aux capacités de recharge naturelle des nappes ou en favorisant la recharge naturelle par la rétention des eaux de pluies à la parcelle. Toutefois, ces mesures ne sont en général pas suffisantes pour faire face aux déficits de recharge naturelle, ce qui motive la recherche d'autres solutions. Dans ce contexte, la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine peut répondre à différents objectifs, notamment le maintien quantitatif mais aussi qualitatif des ressources utilisées pour la production d'EDCH ou pour l'agriculture. Au préalable, il est cependant nécessaire d'identifier les dangers et les risques sanitaires pouvant être liés à cette pratique.

Dans ce cadre, la mesure 3.2 du Plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) prévoit que l'Anses travaille notamment sur « l'établissement d'exigences pré-requises de l'eau infiltrée ou injectée, en vue de préserver la qualité de la ressource en eau utilisable notamment pour la production d'EDCH ».

Le code de l'environnement dans son article R. 214-1 considère la recharge artificielle des eaux souterraines comme relevant des obligations liées à la classe A des ouvrages hydrauliques. Elle entre dans la catégorie 14 « dispositifs de captage ou de recharge artificielle des eaux souterraines », et elle est soumise à autorisation.

Par ailleurs, au niveau européen, la directive cadre sur l'eau (DCE - 2000/60/CE) modifiée impose un objectif de bon état des masses d'eau d'ici 2015, qui doit se traduire pour les masses d'eau souterraines, par un bon état quantitatif et un bon état qualitatif. En 2013, en France, 90,4 % des masses d'eau souterraines étaient en bon état quantitatif et 67 % en bon état chimique. La directive institue la possibilité de dérogations à l'échéance de 2015 pour l'atteinte du bon état des eaux : les États peuvent demander un délai ultérieur pour l'atteinte (échéances en 2021 ou 2027) ou un assouplissement des objectifs. La recharge artificielle de nappes est une alternative possible pour atteindre les objectifs qualitatif ou quantitatif de la DCE et figure à ce titre dans l'annexe VI de cette directive.

1.2 Objet de la saisine

L'expertise vise à formuler des recommandations afin de maîtriser les risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes en se basant sur les questions listées dans l'autosaisine (annexe 1).

Les pratiques suivantes n'ont pas été considérées comme des dispositifs de recharge artificielle de nappes et ont été exclues du champ de l'expertise :

- la filtration par berges dont l'objet n'est pas de stocker de l'eau dans la nappe ;
- l'infiltration d'eaux usées traitées en sortie de stations de traitement des eaux usées (STEU) en l'absence d'exutoire de surface dont l'objet n'est pas la recharge de la nappe mais l'élimination des eaux usées traitées ;
- les bassins autoroutiers d'infiltration des eaux pluviales dont l'objet est l'élimination des eaux pluviales et non la recharge de nappes.

1.3 Modalités de traitement

L'Anses a confié au groupe de travail (GT) « Évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine », rattaché au comité d'experts spécialisé « Eaux », l'instruction de cette autosaisine.

Ce travail s'appuie sur les expériences de recharge artificielle réalisées en France et à l'étranger, sur les publications scientifiques et institutionnelles publiées jusqu'à mi-2015 ainsi que sur des auditions. Ainsi, dans le cadre de ses travaux, le GT a auditionné le 10 décembre 2013 des représentants :

- du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) ;
- de la Fédération professionnelle des entreprises de l'eau (FP2E).

Des informations relatives aux expériences de recharge artificielle de nappes en France ont été collectées par le biais d'un questionnaire élaboré par le GT et diffusé aux agences de l'eau et aux ministères en charge de l'environnement et de la santé, qui ont relayé la demande auprès des services déconcentrés en charge de la gestion de l'eau.

Les membres du réseau européen ENDWARE¹ (groupe informel en charge de l'élaboration de réglementations sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne) ont été sollicités sur leurs expériences respectives de la recharge artificielle de nappes.

Le présent rapport a été adopté le 8 mars 2016 par le CES « Eaux » à l'unanimité.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques). Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux sont ainsi issus de collectifs d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

¹ ENDWARE : European Network of Drinking Water Regulator

2 Introduction

Le stress hydrique correspond à un déséquilibre dans un bassin hydrographique entre les besoins en eau et la disponibilité des ressources en eau. Dans le monde, de nombreux grands bassins versants sont en stress hydrique en raison de faibles apports et/ou d'une demande élevée en eau douce qui peut être associée à une urbanisation importante, à un développement industriel croissant et/ou à une agriculture irriguée très demandeuse en eau (Figure 1). L'organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) rappelle que l'accès à une eau propre est fondamental pour le bien-être humain et que la nécessité de gérer l'eau pour répondre à ce besoin constitue un enjeu majeur de plus en plus important, dans de nombreuses régions du monde. Pour beaucoup d'habitants de la planète, qui peuvent en outre pâtir des perturbations liées aux inondations et sécheresses, l'eau n'est pas suffisamment abondante et/ou de qualité médiocre. Des conséquences s'ensuivent pour la santé, l'environnement et le développement économique (OCDE, 2012). La recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, associée ou non à l'utilisation d'eaux usées traitées, est proposée dans certaines zones de stress hydrique comme un moyen de gérer et de préserver les ressources en eau.

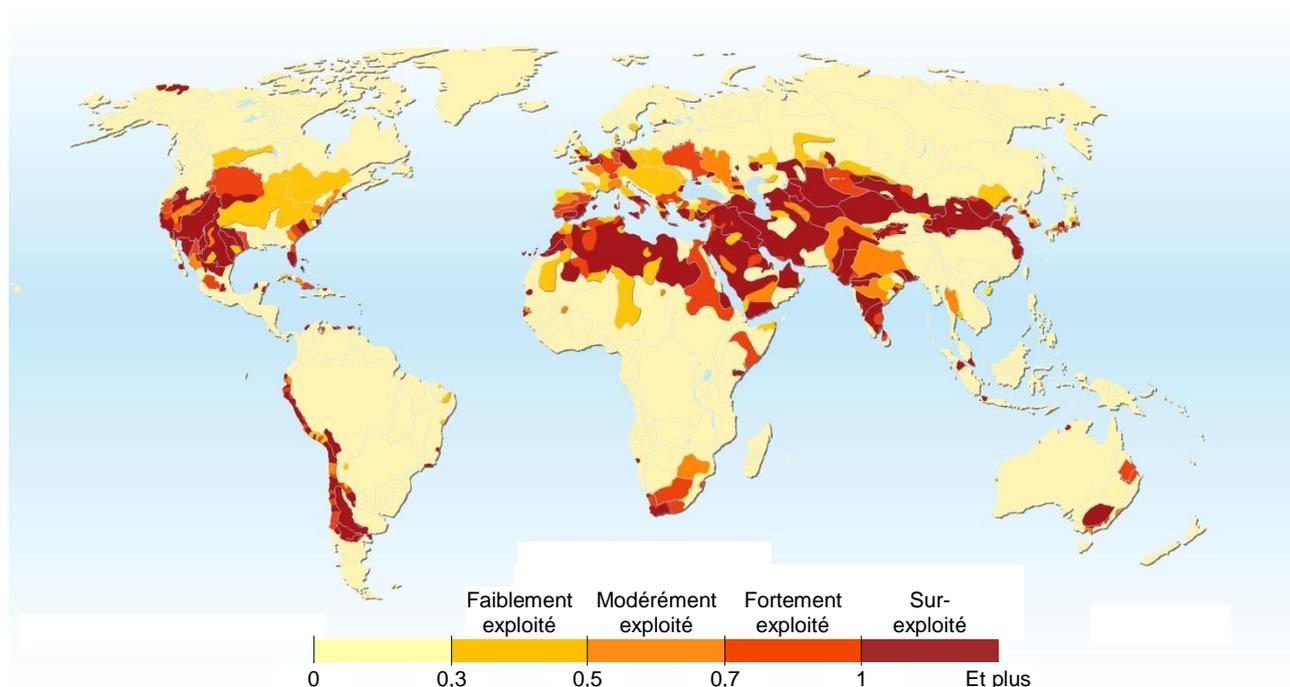


Figure 1. Indicateur de stress hydrique dans les principaux bassins (d'après UNEP et GRID-Arendal, 2008).

2.1 Fonctionnement naturel d'un aquifère

Un aquifère est un terrain poreux et perméable qui renferme de l'eau mobile formant une nappe. Ce milieu est caractérisé par sa porosité, c'est-à-dire son pourcentage de vides. Le coefficient de perméabilité (exprimé en m.s^{-1}) représente la capacité de ce milieu à se laisser traverser par un écoulement d'eau gravitaire. Il n'existe pas de relation directe entre la porosité et la perméabilité, car une partie de la porosité, appelée capacité de rétention, ne permet pas l'écoulement gravitaire de l'eau. Seuls les végétaux et l'évaporation peuvent extraire cette eau du milieu. En revanche, la porosité efficace désigne la fraction de la porosité dans laquelle l'eau est plus soumise à l'écoulement gravitaire qu'à l'attraction des particules solides. Il existe donc une relation entre porosité efficace et perméabilité.

L'aquifère à nappe libre comprend à la fois le corps de la roche imprégnée en totalité par de l'eau libre soumise à l'écoulement gravitaire (zone saturée), et la partie qui la surmonte où transitent les

eaux d'infiltration entre la zone sous racinaire et la surface piézométrique de la nappe (zone non saturée). La zone non saturée peut cependant être temporairement ou localement saturée en eau (pendant les épisodes de recharge ou dans des zones d'écoulements préférentiels de l'infiltration).

On distingue des secteurs de nappes dont la surface varie librement en fonction des épisodes de recharge (nappes libres) et des parties dont la surface sommitale est contrainte par une couche imperméable (nappes captives).

Les nappes libres sont majoritairement alimentées par :

- l'infiltration, fraction des précipitations pénétrant dans l'aquifère après les ponctions opérées par :
 - l'évaporation (interception par les feuillages des végétaux, à partir du sol, à partir des plans d'eau de surface),
 - les végétaux (nutrition et transpiration),
 - le ruissellement de surface lorsque les terrains de surface sont peu perméables ;
- les apports par perte des cours d'eau, diffus à travers leurs berges ou concentrés dans des entonnoirs.

Il existe trois grands modes d'écoulement dans les roches :

- dans la porosité intergranulaire, dans les pores microscopiques des roches détritiques : entre les grains de sable ou de grès, entre les microfossiles constituant la Craie, entre les grains des scories volcaniques. Ce mode d'écoulement s'établit dans un milieu continu, on l'observe dans tous les aquifères alluviaux d'accompagnement des cours d'eau. Il s'agit d'une porosité primaire, acquise lors du dépôt. Ce type de nappe est très utilisé pour la production d'EDCH (plaine d'Alsace, vallée de la Loire, de la Saône et du Rhône, du Var, etc.).
- dans la porosité de fracture, dans les roches faiblement solubles et lentement altérables (roches silicatées de type granite, gneiss ou basalte). L'écoulement se fait dans des fractures espacées de 10 cm à 1 m. Cette fracturation secondaire est apparue après la mise en place de la roche. L'écoulement y est donc discret. Les ressources disponibles dans ces roches sont généralement assez faibles (faible productivité).
- un cas particulier est celui des carbonates qui présentent généralement une porosité matricielle doublée d'une porosité plus importante induite par la dissolution de la roche par les eaux de recharge rendues agressives par dissolution d'anhydride carbonique du sol. Ce phénomène peut engendrer l'élargissement des fissures et conduire à la karstification. Cette dernière organise alors l'écoulement dans les fractures à la manière d'un réseau hydrographique tridimensionnel. Tous les aquifères carbonatés peuvent être affectés par ce phénomène qui peut toucher la totalité de l'aquifère ou seulement certains secteurs généralement faillés.
- les aquifères carbonatés étendus dont le caractère karstique est généralisé, sont une ressource majeure pour l'EDCH dans le Jura, les Causses, les massifs subalpins, les Pyrénées. La karstification touche également certains secteurs des aquifères jurassiques et de la Craie dans le bassin Parisien, l'Aquitaine, le Poitou, la Charente, etc.

Plusieurs facteurs interdépendants jouent un rôle dans la qualité de l'eau des nappes.

Le mode d'écoulement (dans des pores microscopiques, dans des fractures ou dans des drains karstiques) va déterminer le temps de transfert de l'eau dans l'aquifère, qui peut varier dans une très large gamme : un mètre par an dans des nappes captives de milieu poreux, jusqu'à plusieurs kilomètres par jour dans des conduits karstiques. Certains milieux ont une perméabilité relativement homogène, par exemple les aquifères à porosité microscopique, alors que dans les aquifères karstiques, coexistent des drains à très grande perméabilité (10^{-1} m.s^{-1}) avec des blocs microfissurés très peu perméables (10^{-8} m.s^{-1}).

D'un point de vue géochimique, plusieurs facteurs affectent les eaux souterraines, certains jouent un rôle majeur.

Le potentiel Redox reflète les conditions d'oxygénation. Généralement les secteurs de nappes libres, dont la surface est ouverte sur l'atmosphère, dissolvent de l'oxygène de l'air (milieux oxydants). Dans les secteurs captifs, l'oxydation progressive de la matière organique (acides humiques, etc.) ou des sulfures métalliques (pyrite, etc.) consomme l'oxygène. Comme la nappe est isolée de l'atmosphère, les conditions deviennent anoxiques. Les conditions d'oxydo-réduction déterminent la nature des micro-organismes saprophytes, la nature des espèces azotées ou soufrées, ainsi que celle des métaux présents : ions en conditions réduites ou minéraux solides (oxydes ou hydroxydes) en conditions oxydantes. Les précipitations d'oxydes métalliques peuvent localement refermer la porosité de l'aquifère.

Une importante fraction des matières en suspension (MES), minérales (argiles, oxydes métalliques, etc.) ou organiques (humus, bois, etc.) joue un rôle d'adsorbant pour diverses substances dissoutes (éléments-traces métalliques, molécules organiques) ou pour le transport des micro-organismes (bactéries, virus). Ces MES ne passent pas ou peu à travers les milieux poreux.

La présence de carbonates dans l'aquifère peut conditionner la précipitation de minéraux carbonatés (calcite), phosphatés (apatite) ou métalliques (sidérite, etc.). Cette précipitation est susceptible de refermer localement la porosité de l'aquifère.

2.2 Recharge artificielle de nappes

La recharge d'une nappe est le processus qui apporte de l'eau à cette nappe. Dans le cas d'une recharge naturelle, l'apport d'eau à la nappe se fait par infiltration de l'eau du sol, d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau. La recharge artificielle de nappes d'eau souterraine consiste à infiltrer artificiellement de l'eau dans un aquifère par injection ou par infiltration pour en augmenter la recharge naturelle. Cette pratique peut viser différents objectifs qualitatifs ou quantitatifs. Cependant, si suite à la recharge, la qualité de l'eau souterraine est dégradée par l'introduction de contaminants microbiologiques ou chimiques, cette pratique pourrait avoir un impact sur les usages de l'eau, notamment pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH).

En Europe, la première expérience de filtration par berges de rivières a été mise en œuvre en 1810 à Glasgow avec la pose d'un drain parallèlement à la Clyde pour capter de l'eau filtrée. Cette méthode dont l'objectif principal est d'améliorer la qualité de l'eau grâce au pouvoir épurateur du milieu filtrant, se développe ensuite en Angleterre à partir de 1860, puis s'étend aux pays du Nord de l'Europe occidentale. Cette méthode de filtration par les berges et celle de l'infiltration par bassin pour la recharge artificielle de nappes se développent ensuite en Allemagne (Düsseldorf : 1870 ; Essen : 1875 ; Saloppe : 1875 ; Hosterwitz : 1908 ; Müggelsee : 1904-1909 et Tegel 1901-1903) puis aux Pays-Bas dès 1890 et en Suisse dès 1912 (DEMEAU, 2014).

Actuellement au niveau mondial, la recharge des aquifères a plusieurs objectifs tels que le maintien du niveau des nappes, la lutte contre l'intrusion des eaux salées en zone littorale, le stockage et un transport peu onéreux de l'eau rechargée, la lutte contre l'affaissement des terrains, l'amélioration de la qualité de l'eau infiltrée, la conversion de l'eau de surface en eau souterraine dans les pays où cette dernière est préférée pour la production d'eau potable.

2.3 Définitions

Le GT a défini la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine comme une pratique consistant à introduire artificiellement, de manière volontaire et maîtrisée, de l'eau dans une nappe pour augmenter sa recharge naturelle.

Dans un souci de clarté, le GT a défini les eaux aux différentes étapes de la recharge artificielle de nappes (Figure 2) :

- **eau brute pour la recharge** : eau entrant dans le système de recharge artificielle dont les origines peuvent être diverses : eaux de surface, eaux usées, eaux pluviales, eaux souterraines ;

- **eau de recharge (eau traitée pour la recharge)** : eau à l'entrée du dispositif de recharge (infiltration ou injection) ayant subi un traitement en vue de la recharge artificielle ;
- **eau souterraine native** : eau de la nappe à l'amont du dispositif de recharge artificielle et non impactée par celui-ci ;
- **eau souterraine rechargée** : eau de la nappe influencée par le dispositif de recharge artificielle ;
- **eau prélevée après recharge** : eau de la nappe captée à l'aval du dispositif de recharge artificielle. Cette eau est un mélange entre l'eau native et l'eau de recharge ;
- **eau au point d'usage** : eau issue de la nappe ayant fait l'objet d'une recharge, qui peut être traitée et stockée avant d'être transportée jusqu'aux points d'usage.

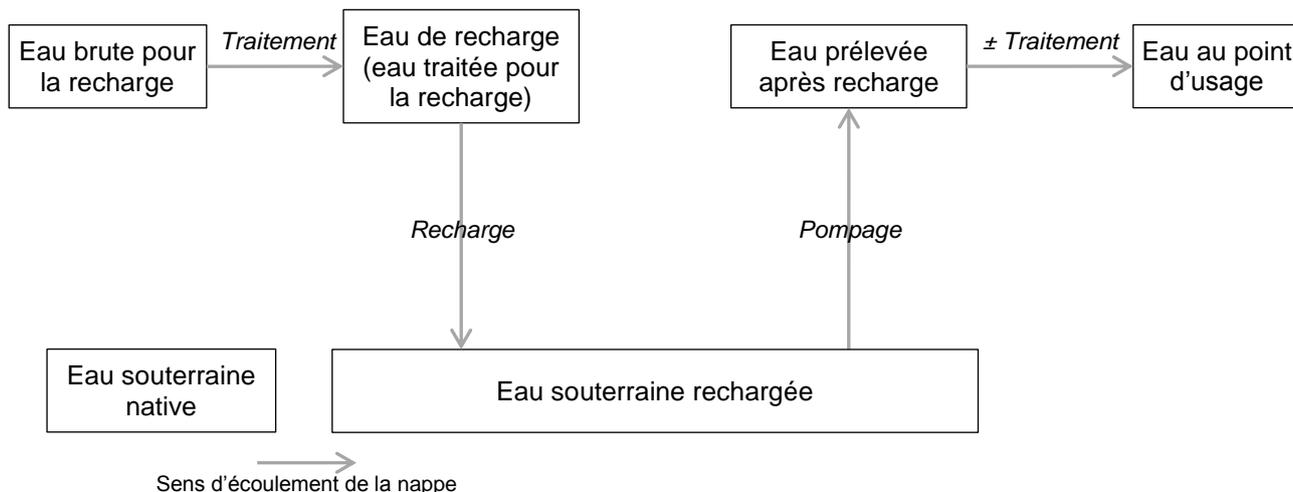


Figure 2. Schéma du cheminement des eaux lors de la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine.

3 Contexte international

Ce chapitre présente une synthèse des documents institutionnels portant sur la recharge artificielle de nappes puis quelques exemples de sites de recharges au niveau mondial. Il aborde ensuite la situation européenne.

3.1 Synthèse des documents institutionnels portant sur la recharge artificielle de nappes à l'étranger

Une revue des principaux documents institutionnels disponibles en anglais et en français a été réalisée.

3.1.1 OMS (2003) : état de l'art, risques sanitaires liés à la recharge des aquifères avec de l'eau recyclée

En 2003, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a publié un rapport synthétisant les connaissances acquises sur les risques sanitaires en matière de recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées. Ce rapport passe en revue différents systèmes de recharge artificielle de nappes avec ces eaux pour l'approvisionnement en eau potable ou pour d'autres usages, en mettant l'accent sur les aspects sanitaires pertinents à prendre en compte dans l'encadrement de cette pratique. Sur la base de l'étude des lignes directrices et des réglementations existantes, ainsi que du retour d'expérience issu de plusieurs sites de recharge artificielle de nappes dans le monde, ce rapport propose des recommandations générales pour l'évaluation et la maîtrise des risques sanitaires liés à la recharge de nappes avec des eaux usées traitées.

Par ailleurs, à partir des réglementations sur l'eau existantes, le rapport de l'OMS (2003) pose un certain nombre de principes à partir desquels des lignes directrices pour la recharge de nappes peuvent être construites :

- la recharge ne doit pas dégrader la qualité de l'eau de la nappe ni imposer après prélèvement des traitements supplémentaires pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée ;
- les aquifères utilisés pour la production d'eau potable sont à distinguer des autres ;
- la recharge de nappe dite « directe », par injection dans la zone saturée, est à distinguer de la recharge dite « indirecte » par infiltration à travers la zone non saturée ;
- l'abattement des contaminants qui pourrait survenir dans la zone saturée, bien que documenté, ne doit pas être pris en considération dans l'épuration de l'eau, il convient de ne le considérer que comme une barrière supplémentaire en cas d'échec du traitement de base. En revanche, la percolation de l'eau à travers la zone non saturée peut être considérée comme une étape de traitement supplémentaire (traitement de finition) ;
- la prédiction de la qualité de l'eau au sortir de la ZNS est délicate, du fait de la variabilité des sous-sols. Il est nécessaire de caractériser le site et si besoin d'apporter des matériaux calibrés et dont le comportement géochimique est connu. Ainsi, chaque projet est particulier.

Concernant les risques sanitaires associés à la recharge artificielle de nappes, le document aborde d'une part les dangers auxquels les populations peuvent être exposées lorsque des nappes sont rechargées artificiellement avec des eaux usées traitées, et d'autre part les méthodes utilisables pour évaluer les risques sanitaires liés à cette pratique.

Pour l'OMS (2003), une grande attention doit être portée à la présence d'agents chimiques et microbiologiques dans l'eau utilisée qui peut induire un risque pour l'Homme et l'environnement, particulièrement pour l'usage comme eau potable. Les autres usages (irrigation) peuvent aussi conduire à des expositions aux agents dangereux, mais avec des possibilités d'exposition et des risques significativement inférieurs.

Une information détaillée sur les processus gouvernant le comportement des pathogènes et des composés chimiques est nécessaire. Parce que les micro-organismes pathogènes sont toujours présents à des concentrations faibles dans les eaux usées, le traitement des eaux usées doit être avancé pour permettre leur élimination. Si l'eau souterraine rechargée est utilisée pour l'alimentation en EDCH, un abattement de 12 unités log est nécessaire pour atteindre un risque acceptable de 10^{-4} infections par an. Bien qu'il soit difficile de déterminer quels sont les contaminants chimiques non réglementés les plus pertinents en matière de risques parmi tous ceux qui sont présents dans les eaux usées, l'OMS pointe les composés chimiques organiques. Toutefois, l'évaluation quantitative des risques sanitaires est difficile pour ces contaminants en l'absence de valeur toxicologique de référence (VTR).

L'OMS (2003) souligne que la recharge de nappe servant à l'approvisionnement en eau potable avec des eaux usées traitées respectant les valeurs guides pour l'EDCH ne permet pas d'exclure un risque sanitaire lié à la consommation de l'eau de boisson produite en raison du large spectre de contaminants contenus dans les eaux usées traitées.

Il est logique que l'eau potable produite à partir d'aquifères rechargés avec des effluents réponde aux critères de qualité de l'EDCH, mais pour faire face à ce risque supplémentaire, la législation californienne impose des valeurs guides pour les polluants chimiques non visés par les critères de l'eau potable, mais qui peuvent néanmoins être retrouvés dans l'eau recyclée.

L'OMS (2003) propose des critères pour établir des lignes directrices pour la recharge artificielle de nappes par infiltration ou par injection pour l'alimentation en EDCH (Tableau I).

Tableau I. Proposition de critères pour des lignes directrices pour la recharge artificielle de nappe avec des eaux usées traitées pour l'alimentation en EDCH (OMS, 2003).

| | Recharge par infiltration | Recharge par injection |
|---|--|--|
| Traitement des eaux brutes de recharge | Traitement primaire et désinfection, associés à un traitement par la ZNS de l'aquifère, une gestion des cycles secs et humides des bassins, et des charges hydraulique et massique pour éviter le colmatage du sol, dans le cas où les matières en suspension sont essentiellement minérales | Traitement secondaire, filtration, désinfection, traitement avancé des eaux usées |
| | Traitement primaire avancé et désinfection, associés à une gestion des cycles secs et humides des bassins, et des charges hydraulique et massique pour éviter le colmatage du sol, dans le cas où les matières en suspension sont essentiellement minérales | |
| | Traitement secondaire et désinfection associés à un traitement par la ZNS de l'aquifère bien exploité | |
| | Éventuellement traitement avancé en fonction de considérations spécifiques au site | |
| Qualité des eaux | Conformité aux valeurs guides pour l'eau de boisson après percolation | Conformité des eaux de recharge aux valeurs guides pour l'eau de boisson : coliformes thermotolérants non détectables dans 100 mL, limite de turbidité, 1 mg.L ⁻¹ de chlore résiduel, pH entre 6,5 et 8,5, autres |
| Paramètres suivis | Coliformes, pH, chlore résiduel, valeurs guides pour l'eau de boisson, autres spécifiques au site | Turbidité, coliformes, chlore résiduel, pH, valeurs guides pour l'eau de boisson, autres |
| Distance minimum entre le point de recharge et le point de récupération | 600 m ou dépendant de facteurs propres au site | 600 m ou dépendant de facteurs propres au site |

3.1.2 Department of water affairs and forestry et Groundwater Africa (2007) : stratégie pour la recharge artificielle

L'Afrique du Sud a publié en 2007 un rapport intitulé : *Stratégie pour la recharge artificielle*. Ce document présente une synthèse sur le concept de la recharge artificielle et les paramètres clés pouvant affecter sa mise en œuvre ainsi que les procédures concernant les schémas de mise en œuvre et d'autorisation. Ce rapport est illustré par quelques exemples de sites de recharge artificielle en Afrique du Sud et en Namibie reposant sur l'usage d'eau de surface ou d'eaux usées traitées. Toutefois, les paramètres de qualité n'y sont pas discutés et les lignes directrices de mise en œuvre s'appuient sur celles édictées dans d'autres pays, notamment l'Australie. Une dernière partie est consacrée à la description d'un plan stratégique et des approches qui peuvent être recommandées pour créer un environnement propice au développement de la recharge artificielle en Afrique du Sud et pour que cette dernière devienne un élément de la gestion intégrée de la ressource en eau. Ce document se limite à des considérations générales qui englobent les besoins de recherche et formation, de réglementation, le développement de lignes directrices concernant les niveaux de qualité d'eau requis.

3.1.3 NRMMC-EPHC-NHMRC (2009a) : lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux : gestion des risques sanitaires et environnementaux (phase 2) - Recharge artificielle de nappes

Les lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux comprennent plusieurs rapports traitant de différents aspects de la réutilisation des eaux :

- Les lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux : gestion des risques sanitaires et environnementaux de phase 1 (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006) qui abordent la problématique de la réutilisation des eaux en fonction de l'usage des eaux réutilisées ;
- Les lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux : gestion des risques sanitaires et environnementaux de phase 2 qui abordent des aspects spécifiques de la réutilisation des eaux, dont :
 - l'utilisation d'eau recyclée pour augmenter les sources d'approvisionnement en eau potable (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2008) ;
 - la collecte et l'utilisation des eaux pluviales (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009b) ;
 - la recharge artificielle de nappes, document examiné dans ce rapport.

Les lignes directrices définissent un cadre pour la conception et la gestion de système de recharge artificielle de nappes avec un objectif de protection de la santé humaine et de l'environnement (Figure 3). Elles mettent l'accent sur la protection des aquifères et sur la qualité des eaux prélevées après recharge. Afin d'évaluer les projets de recharge artificielle de nappes, ces lignes directrices sont à associer avec les autres lignes directrices australiennes pour le recyclage des eaux en fonction de la source d'eau utilisée pour la recharge et des usages de l'eau rechargée. Elles ne sont pas obligatoires et n'ont pas de statut légal, mais visent à fournir un objectif national partagé, en permettant une flexibilité et une adaptation à des contextes régionaux et locaux. Tous les états et territoires australiens sont encouragés à adopter cette approche, mais son application peut varier selon les juridictions.

Les lignes directrices australiennes fondent l'utilisation durable de l'eau recyclée sur trois grands principes :

- la protection de la santé humaine et de l'environnement est d'une importance primordiale et ne doit jamais être compromise ;
- la protection de la santé humaine et de l'environnement dépend de la mise en œuvre d'une approche préventive de gestion des risques ;
- les mesures préventives et les exigences de qualité d'eau doivent être applicables à la source de l'eau recyclée, à l'usage envisagé et à sa valeur environnementale.

Le rapport définit la recharge artificielle de nappes comme une recharge délibérée des aquifères pour récupérer l'eau ultérieurement ou apporter un bénéfice pour l'environnement. Ce n'est pas une méthode d'élimination des eaux usées.

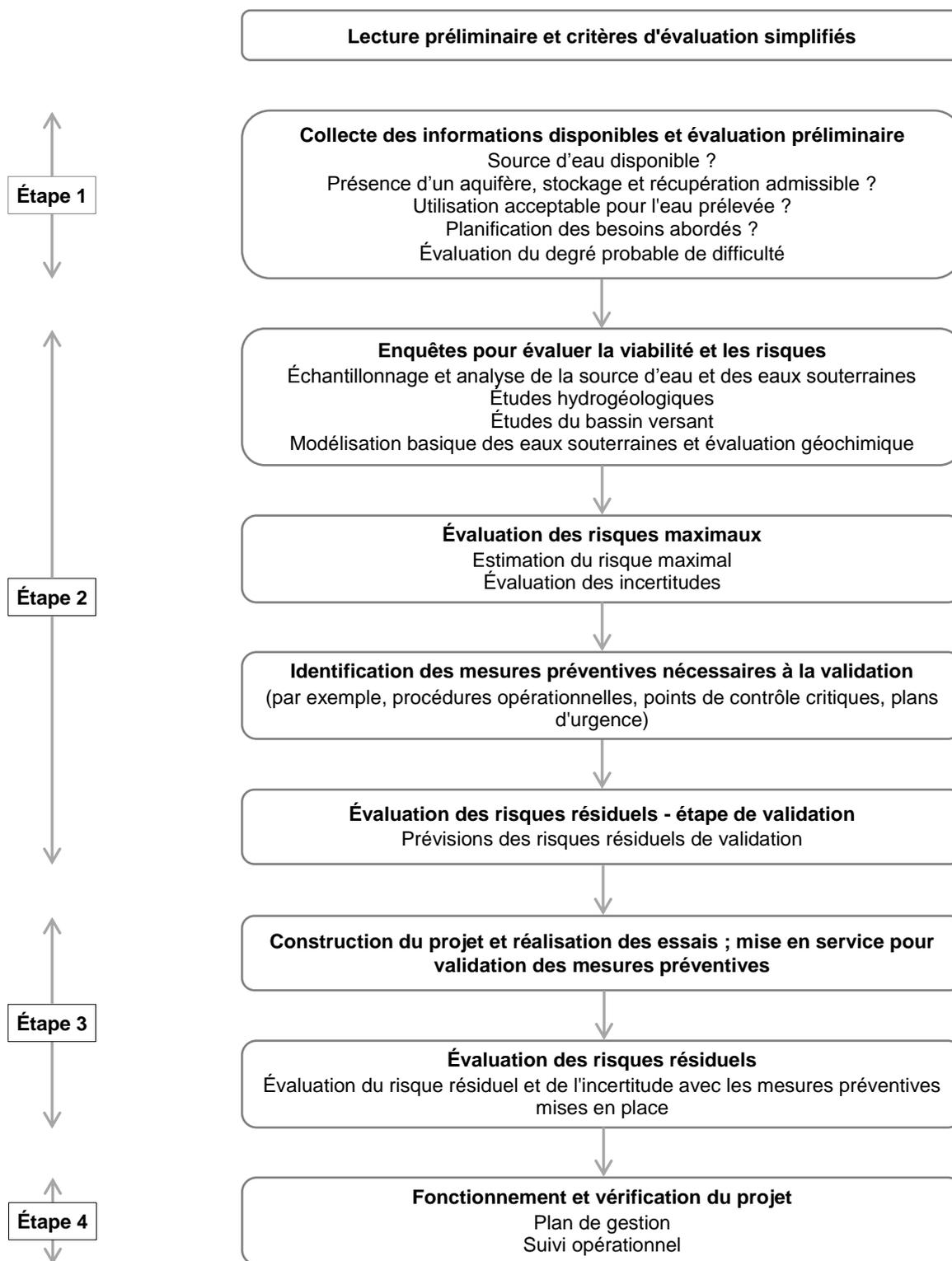


Figure 3. Démarche d'évaluation et de gestion des risques liés à la recharge artificielle de nappes proposée par les lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

Par rapport aux autres utilisations de l'eau recyclée, la recharge artificielle de nappes comprend une composante souterraine qui permet le stockage de l'eau et peut avoir une fonction d'épuration, mais qui peut aussi apporter des dangers dans l'eau stockée et créer d'autres problèmes environnementaux.

Dans un premier temps, le rapport dresse un état des pratiques :

- les aquifères peuvent être rechargés par injection de l'eau dans des puits ou par infiltration par le fond de bassins, de galeries ou de rivières ;
- plusieurs types d'eaux brutes pour la recharge sont concernés : eaux pluviales, eaux usées traitées, eaux de rivière ou de lac. Le niveau de traitement à appliquer est adapté en fonction des risques associés aux contaminants contenus dans ces eaux brutes pour la recharge ;
- tous les types d'aquifère sont concernés, y compris les aquifères des roches fracturées et le karst.
 - la recharge d'un aquifère libre nécessite de considérer des facteurs supplémentaires, comme l'engorgement, la salinisation du sol, les problèmes géotechniques et la protection de la qualité des eaux souterraines ;
 - pour les aquifères des roches fracturées et karstiques, la distribution spatiale de l'eau de recharge et le temps de séjour entre recharge et récupération sont moins bien définis. Dans ces situations, il est important d'éliminer les dangers de l'eau de recharge ;
- les usages principaux des eaux rechargées sont l'approvisionnement en eau potable, l'irrigation, les utilisations industrielles de l'eau, l'augmentation du débit d'étiage des cours d'eau et la protection contre les intrusions salines ou les pollutions ;

La configuration et la taille du dispositif dépendent du type d'aquifère (libre ou captif), du volume de recharge choisi, de la disponibilité et du coût du foncier, de la compatibilité avec les autres usages du sol, de la facilité d'accès, de la nécessité d'éviter les nuisances induites par les insectes ou les oiseaux. Dans quelques cas, la recharge artificielle n'est pas viable : si l'aquifère n'est pas capable d'absorber le débit d'injection, si le débit des puits est faible (traitement anti-colmatage coûteux), si le risque environnemental ne peut pas être maîtrisé, si la nappe est très superficielle ou si la ressource en eau créée n'est pas suffisante.

La démarche pour l'évaluation et la gestion des risques liés aux projets de recharge artificielle de nappes proposée dans les lignes directrices australiennes repose sur une approche de gestion de la qualité avec l'identification des dangers, la mise en place de mesures préventives et plusieurs étapes d'évaluations des risques, affinées avec les connaissances acquises aux différents stades de développement du projet (Figure 3). Une connaissance documentée de l'ensemble du dispositif de recharge, depuis l'origine de l'eau employée jusqu'aux usages de l'eau prélevée et au devenir de l'eau rechargée est nécessaire. L'étude de la composition des eaux de recharge, des eaux souterraines et des eaux prélevées doit également prendre en compte les événements suivants : orages, surverses d'égouts, pannes d'énergie, dépôts illégaux de polluants. Le plan de gestion du risque repose sur une approche multi-barrières qui prend en compte chaque composante du dispositif de recharge artificielle dont les protocoles utilisés pour exclure les aléas, les procédés mis en œuvre pour réduire les dangers et la gestion des usages de l'eau.

À l'inverse d'autres institutions, les lignes directrices australiennes prennent en compte l'abatement survenant en subsurface par la ZNS et dans la nappe. Pour cela, ils utilisent le concept de zone d'atténuation appliqué à la nappe (Figure 4), l'atténuation étant la réduction de la concentration des dangers par des processus naturels (en particulier la biodégradation), qui sont durables si le système de subsurface n'est pas surchargé. Le rapport fournit des pourcentages d'atténuation indicatifs pour certains pathogènes et contaminants chimiques, toutefois, ces pourcentages sont spécifiques à chaque site et varient en fonction de la température et les conditions géochimiques de l'aquifère. Les pourcentages d'atténuation doivent donc être validés spécifiquement pour chaque projet de recharge artificielle de nappe. Enfin, certains contaminants chimiques ne peuvent être dégradés, ceux-ci doivent donc être ramenés à des concentrations acceptables avant la recharge.

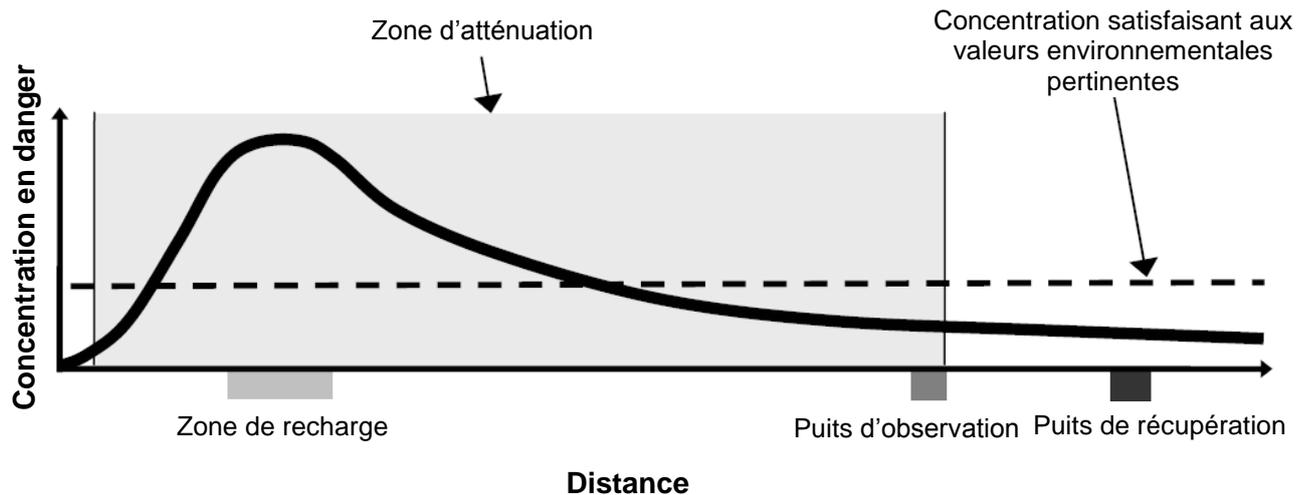


Figure 4. Concept de la zone d'atténuation appliqué à la recharge de nappe (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

Les dangers à prendre en compte pour la gestion d'un projet de recharge artificielle peuvent provenir de la ressource en eau de recharge, de l'eau de la nappe, des minéraux de l'aquifère réagissant avec l'eau de recharge, ainsi que les sous-produits de traitement ou des opérations de maintenance. Les dangers-clés peuvent être présents dans l'aquifère au-delà de la zone d'atténuation.

Les lignes directrices identifient et détaillent douze dangers à prendre en compte dans les évaluations de risques dont les sept suivants pour une composante sanitaire :

- les micro-organismes pathogènes, les lignes directrices australiennes proposent de suivre *Campylobacter*, les oocystes de *Cryptosporidium* et les adénovirus qui sont considérés comme les pathogènes les plus aptes à survivre dans l'environnement pour les deux premiers et comme un indicateur pertinent de la capacité de traitement de l'aquifère pour les adénovirus ;
- les éléments chimiques inorganiques qui peuvent provenir d'interactions entre les eaux de recharge et le milieu récepteur. La maîtrise des concentrations en éléments inorganiques passe par le traitement de la ressource en eau, l'ajustement du pH et le contrôle du potentiel redox (Eh) pour limiter la réaction dans l'aquifère ;
- la salinité et l'apport en sodium ;
- les nutriments qui peuvent favoriser le développement d'un biofilm au voisinage du point d'infiltration (paroi des puits ou fond des bassins) et augmenter l'activité microbienne en subsurface ce qui peut avoir un impact sur le devenir des contaminants chimiques ;
- les contaminants chimiques organiques. Les difficultés majeures liées à leur prise en compte sont le grand nombre de contaminants émergents, l'insuffisance de données sur la toxicité chez l'Homme et l'effet des cocktails de substances. Les pistes pour maîtriser les risques associés à ces dangers sont la limitation des apports en provenance des activités à risque, le traitement avant la recharge et le post-traitement des eaux avant utilisation ;
- la turbidité et les particules qui peuvent avoir un effet sur l'efficacité de la désinfection et servir de véhicules pour des contaminants ;
- les radionucléides.

Ensuite, ces lignes directrices abordent des questions opérationnelles sur la mise en œuvre de la recharge artificielle de nappes. Enfin, elles traitent des modalités de suivi des projets de recharge et en particulier des mesures préventives à mettre en place et de la qualité des eaux de recharge, souterraines rechargée et prélevées après recharge.

3.1.4 US EPA (2012) : lignes directrices pour la réutilisation des eaux

Les lignes directrices pour la réutilisation de l'eau de l'US EPA (2012) ont pour objectif de fournir des orientations nationales sur la réutilisation des eaux en appui des règlements et lignes directrices élaborées aux niveaux des États, puisqu'il n'y a pas de règlement fédéral pour la réutilisation des eaux aux États-Unis. Le rapport a été mis à jour en 2012 afin de prendre en compte l'augmentation de la demande de réutilisation des eaux, les progrès technologiques et les évolutions de l'encadrement de ces pratiques aux niveaux des États, en particulier dans les cas de manque de ressources conventionnelles.

Les lignes directrices pour la réutilisation de l'eau de l'US EPA (2012) reposent sur les encadrements de la pratique mis en place par les États et sur les expériences développées aux États-Unis et dans le monde. La réutilisation est considérée dans une approche globale de gestion de l'eau. L'US EPA (2012) considère qu'elle peut être *de facto* (non officiellement reconnue), directe (employée dans une unité de production d'EDCH) ou indirecte (passage par une réserve d'eau de surface ou souterraine). Il distingue l'objectif d'approvisionnement en eau potable des autres usages.

Le document présente l'utilisation de l'eau aux USA et l'usage rationnel de la réutilisation pour satisfaire la demande, en fonction de la population et de l'utilisation du sol. Les pratiques de réutilisation sont décrites et quelques études de cas présentées. Puis vient une présentation des objectifs de traitement en vue de la production d'eau recyclée et des moyens financiers mobilisables. Les différentes stratégies d'information et d'adhésion du public sont développées, y compris les réseaux sociaux. Le dernier chapitre concerne l'International et fournit des informations sur la maîtrise des risques associés à la réutilisation, en présentant des cas informatifs sur l'approche américaine.

L'examen de ce document s'est focalisé sur la recharge artificielle de nappes qui consiste en une réutilisation indirecte des eaux. Seize états disposent d'un encadrement pour la recharge d'aquifères qui ne sont pas utilisés pour l'approvisionnement en eau potable et neuf d'un encadrement pour l'utilisation indirecte des eaux usées traitées pour l'approvisionnement en eau potable dont la recharge artificielle de nappes. Le rapport présente plusieurs exemples de sites de recharge artificielle de nappes. La recharge artificielle de nappes peut avoir plusieurs objectifs dont :

- la réutilisation indirecte des eaux en particulier pour l'approvisionnement en eau potable ;
- le traitement supplémentaire des eaux usées lorsque la recharge se fait par infiltration ;
- rôle de barrière contre l'intrusion saline ;
- l'atténuation des effets négatifs de la surexploitation d'une nappe ;
- le complément des débits de base des eaux souterraines pour promouvoir la qualité des écosystèmes et recharger les flux de surface adjacents ;
- le stockage saisonnier de l'eau usée traitée pour une utilisation ultérieure.

Les systèmes de recharge artificielle de nappes peuvent être décrits selon cinq composantes principales :

- la source d'eau réutilisée,
- la méthode de recharge,
- le stockage dans la nappe, dont la gestion du temps de séjour,
- la récupération de l'eau,
- l'utilisation finale de l'eau.

L'US EPA (2012) distingue trois méthodes de recharge artificielles de nappes : l'infiltration depuis la surface, l'injection directe dans l'aquifère et l'injection dans la zone non saturée, technique plus récente qui s'est développée au cours des dernières années. Le choix de la méthode dépend du type, de la profondeur et des caractéristiques de l'aquifère.

Quel que soit l'usage de l'eau après la recharge de nappes, le problème de la qualité de l'eau a une dimension importante. Idéalement, la source des eaux usées et le type de traitement doivent

être adaptés à l'application de la réutilisation éventuelle. Le document propose des lignes directrices pour la recharge artificielle de nappes qui sont présentées dans le Tableau II. Trois cas sont différenciés :

- la recharge d'aquifères qui ne sont pas utilisés pour l'approvisionnement en eau potable ;
- la recharge par injection d'aquifères utilisés pour l'approvisionnement en eau potable ;
- la recharge par infiltration d'aquifères utilisés pour l'approvisionnement en eau potable.

Pour garantir la qualité des eaux usées traitées utilisées, l'US-EPA propose que les fournisseurs de l'eau usée traitée apportent la preuve de la conformité de l'eau avec les lignes directrices et avec les spécifications de qualité de l'eau. Des systèmes devraient être mis en place pour stocker l'eau et la retraiter si elle ne respecte pas les normes. Ces systèmes doivent aussi permettre d'éviter des interconnexions entre les systèmes de distribution de l'eau usée traitée et l'EDCH.

Tableau II. Proposition de lignes directrices de l'US EPA (2012) pour l'utilisation d'eau usées traitées pour la recharge artificielle de nappes.

| Types de recharge | Recharge d'aquifères non utilisés pour l'AEP | Recharge par bassins d'infiltration d'aquifères utilisés pour l'AEP | Recharge par injection d'aquifères utilisés pour l'AEP |
|-------------------------------------|---|---|---|
| Traitement | Spécifique au site et dépend de l'usage A minima pour les bassins d'infiltration : traitement primaire A minima pour l'injection : traitement secondaire (production d'un effluent avec DBO5 et MES < 30 mg.L ⁻¹) | Traitement secondaire (production d'un effluent avec DBO5 et MES < 30 mg.L ⁻¹) Filtration Désinfection Traitement par la ZNS de l'aquifère | Traitement secondaire (production d'un effluent avec DBO5 et MES < 30 mg.L ⁻¹) Filtration Désinfection Traitement avancé des eaux usées ⁽³⁾ |
| Qualité de l'eau de recharge | Spécifique au site et dépend de l'usage | Doit comprendre ce qui suit, mais sans s'y limiter : Coliformes totaux : < LoD dans 100mL ⁽¹⁾ Cl ₂ résiduel ≥ 1 mg.L ⁻¹ , temps de contact ≥ 90 min 6,5 ≤ pH ≤ 8,5 ≤ 2 NTU ⁽²⁾ COT ≤ 2 mg.L ⁻¹ Conforme aux valeurs de référence pour l'EDCH après percolation à travers la ZNS | Doit comprendre ce qui suit, mais sans s'y limiter : Coliformes totaux : < LoD dans 100mL ⁽¹⁾ Cl ₂ résiduel ≥ 1 mg.L ⁻¹ , temps de contact ≥ 90 min 6,5 ≤ pH ≤ 8,5 ≤ 2 NTU ⁽²⁾ COT ≤ 2 mg.L ⁻¹ Conforme aux valeurs de référence pour l'EDCH |
| Suivi sur l'eau de recharge | Dépend du traitement et de l'usage | Doit comprendre ce qui suit, mais sans s'y limiter : Coliformes totaux : quotidien Cl ₂ résiduel : en continu pH : quotidien Turbidité : en continu COT : hebdomadaire Valeurs de référence pour l'EDCH : trimestriel Selon le site, composés organiques ou inorganiques connus ou suspectés pour être toxiques, cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques et non inclus dans la réglementation EDCH. La surveillance n'est pas nécessaire pour les virus et les parasites : leur élimination est prescrite par les exigences de traitement | Doit comprendre ce qui suit, mais sans s'y limiter : Coliformes totaux : quotidien Cl ₂ résiduel : en continu pH : quotidien Turbidité : en continu COT : hebdomadaire Valeurs de référence pour l'EDCH : trimestriel Selon le site, composés organiques ou inorganiques connus ou suspectés pour être toxiques, cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques et non inclus dans la réglementation EDCH. La surveillance n'est pas nécessaire pour les virus et les parasites : leur élimination est prescrite par les exigences de traitement |
| Distances de sécurité | Spécifique au site | Distance par rapport au captage d'EDCH le plus proche : temps de résidence ≥ 2 mois | Distance par rapport au captage d'EDCH le plus proche : temps de résidence ≥ 2 mois |

| Types de recharge | Recharge d'aquifères non utilisés pour l'AEP | Recharge par bassins d'infiltration d'aquifères utilisés pour l'AEP | Recharge par injection d'aquifères utilisés pour l'AEP |
|---------------------|---|--|--|
| Commentaires | <p>Un système devrait être conçu pour s'assurer que les eaux usées traitées n'atteignent pas des aquifères utilisés pour l'approvisionnement en eau potable.</p> <p>Pour les projets d'injection, la filtration et la désinfection peuvent être nécessaires pour éviter le colmatage.</p> <p>Pour la recharge par bassins, un traitement secondaire peut être nécessaire pour éviter le colmatage</p> | <p>Profondeur de la nappe d'au moins 2 m au point le plus haut.</p> <p>Stockage de l'eau recyclée dans la nappe d'au moins 2 mois avant repompage.</p> <p>Les traitements recommandés sont spécifiques au site et dépendent de facteurs tels que le type de sol, la vitesse de percolation, l'épaisseur de la ZNS, la qualité des eaux souterraines native et la dilution.</p> <p>Des puits de surveillance sont nécessaires pour détecter l'influence des opérations de recharge sur l'aquifère.</p> <p>L'eau de recharge ne doit pas contenir de concentrations mesurables en pathogènes après percolation dans la ZNS</p> <p>Les log d'abattement recommandés pour les virus, <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i> peuvent être basés sur des tests de performance ou sur la somme des crédits de log d'abattement alloués à chaque étape de traitement. La surveillance de ces micro-organismes pathogènes n'est pas nécessaire.</p> <p>Une dilution des eaux usées traitées par des eaux non usées pourrait être nécessaire pour atteindre la valeur limite en COT.</p> | <p>Stockage de l'eau recyclée dans la nappe d'au moins 2 mois avant repompage.</p> <p>Des puits de surveillance sont nécessaires pour détecter l'influence des opérations de recharge sur l'aquifère.</p> <p>Les exigences de qualité recommandées doivent être respectées au point d'injection.</p> <p>L'eau de recharge ne doit pas contenir de concentrations mesurables en pathogènes au point d'injection.</p> <p>Une concentration en chlore résiduel et/ou un temps de contact supérieurs pourraient être nécessaire pour inactiver les virus</p> <p>Les log d'abattement recommandés pour les virus, <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i> peuvent être basés sur des tests de performance ou sur la somme des crédits de log d'abattement alloués à chaque étape de traitement. La surveillance de ces micro-organismes pathogènes n'est pas nécessaire.</p> <p>Une dilution des eaux usées traitées par des eaux non usées pourrait être nécessaire pour atteindre la valeur limite en COT.</p> |

⁽¹⁾ Médiane sur 7 jours, le nombre de coliformes totaux et thermotolérants ne doit jamais dépasser 14 dans 100 mL ; ⁽²⁾ Avant la désinfection, moyenne sur de 24 heures, la turbidité ne doit jamais dépasser 5 NTU. Si les MES sont utilisées à la place de la turbidité, la concentration moyenne en MES ne doit pas dépasser 5 mg.L⁻¹. Si des membranes sont utilisées comme processus de filtration, la turbidité ne doit pas dépasser 0,2 NTU et les MES 0,5 mg.L⁻¹ ; ⁽³⁾ Clarification chimique, adsorption sur charbon actif, osmose inverse et autres procédés membranaires, oxydation avancée, aération forcée, ultrafiltration ou échange ionique.

3.1.5 California Department of Public Health (2014) : réglementation liée à l'eau recyclée

Le département de santé publique de l'état de Californie s'est doté d'une réglementation sur le recyclage des eaux au travers du titre 22, division 4 « santé environnementale ». C'est dans le chapitre 3, « Critère des eaux recyclées », et plus spécifiquement les articles 5.1 et 5.2 qu'est détaillée la recharge artificielle des eaux souterraines à partir d'eaux usées traitées domestiques en vue d'une réutilisation indirecte pour la production d'EDCH. Cette réglementation a fait l'objet d'une révision effective depuis le 18 juin 2014.

La réglementation distingue deux méthodes de recharge : la recharge par application en surface (Art. 5.1) et la recharge par application en subsurface (Art. 5.2), cette dernière correspondant à toutes les introductions d'eaux de recharge par un système autre que l'application en surface.

Elle prend en compte les différentes étapes du développement et de l'exploitation d'un projet de recharge et porte sur :

- les exigences générales ;
- les critères de traitement avancé pour la recharge en subsurface ;
- les auditions publiques ;
- les analyses de laboratoire ;
- le contrôle des sources d'eau usée ;
- le contrôle des micro-organismes pathogènes ;
- le contrôle des composés de l'azote ;
- le contrôle des contaminants réglementés et des caractéristiques physiques ;
- les exigences sur l'eau de dilution ;
- les exigences sur la proportion d'eaux usées municipales réutilisées ;
- les exigences sur le carbone organique total (COT) et pour la recharge par application en surface, sur le procédé d'infiltration (SAT) ;
- la contrôle de contaminants supplémentaires ;
- les opérations d'optimisation et les plans ;
- le temps de résidence dans la nappe ;
- les exigences de surveillance par puits ;
- les rapports ;
- les alternatives.

Le Tableau III présente certains des critères imposés par la réglementation californienne pour la recharge de nappes utilisées pour l'approvisionnement en eau potable avec des eaux usées traitées en fonction de la méthode de recharge.

Tableau III. Extrait des contraintes imposées par la réglementation californienne pour la recharge de nappes utilisées pour l'approvisionnement en eau potable avec des eaux usées traitées (California Department of Public Health, 2014).

| Paramètres | Type de recharge | |
|--|---|---|
| | Surface | Subsurface |
| Traitement minimum des eaux avant recharge | <p>Au moins, une étape de filtration : Coagulation et filtration afin que l'eau filtrée ait une turbidité ≤ 2 NTU (24 h) OU Micro, ultra, nano filtration ou osmose inverse afin que l'eau filtrée ait une turbidité $\leq 0,2$ NTU (24 h) ET une étape de désinfection Au chlore avec $CT \geq 450 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ et temps de contact ≥ 90 min OU Tout autre procédé ayant démontré une inactivation ou élimination d'au moins 99,999 % de bactériophage MS2 F-spécifique ou virus de la poliomyélite dans les eaux usées ET coliformes totaux $\leq 2,2 \text{ NPP}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ (moyenne sur 7 jours)</p> | <p>Au moins une étape d'osmose inverse et une étape d'oxydation avancée</p> |
| Abattement minimum des micro-organismes pathogènes | <p>12 log pour les virus entériques, 10 log pour les kystes de <i>Giardia</i>, 10 log pour les oocystes de <i>Cryptosporidium</i> Abattement à obtenir en au moins 3 étapes, chacune ne pouvant abattre moins de 1 log et plus de 6 log L'étape de recharge peut être prise en compte dans le calcul des abattements (voir valeur par défaut ci-dessous)</p> | |
| Crédit d'élimination en fonction du temps de transfert dans la zone saturée : si étude avec traceur ajouté si traceur intrinsèque si modélisation numérique si modélisation analytique | <p>1,0 log réduction virus / mois 0,67 log réduction virus / mois 0,50 log réduction virus / mois 0,25 log réduction virus / mois</p> | |
| Composés azotés dans les eaux de recharge | <p>$Nt \leq 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Contrôle deux fois par semaine</p> | |
| COT dans les eaux de recharge | <p>$COT \leq \frac{0,5}{RWC} \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Contrôle une fois par semaine</p> | <p>$COT \leq 0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Contrôle une fois par semaine</p> |
| Contaminants chimiques réglementés dans les eaux de recharge | <p>Respect des valeurs de référence dans les EDCH pour les contaminants réglementés inorganiques, les contaminants chimiques organiques, les sous-produits de désinfection et le plomb et le cuivre. Contrôle une fois par trimestre Respect des valeurs de référence dans les EDCH pour les contaminants réglementés secondaires Contrôle une fois par an</p> | |
| Autres contaminants à analyser dans les eaux de recharge et les eaux souterraines rechargées | <p>Respects des niveaux de notification pour les substances toxiques prioritaires et autres contaminants jugés pertinents pour le site de recharge Contrôle une fois par trimestre</p> | |
| Temps de transfert dans la nappe | <p>Au moins égal à 2 mois</p> | |
| Puits de surveillance | <p>Mise en place d'au moins 2 puits de surveillance en aval de la zone de recharge et en amont des puits de captage</p> | |

Nt : azote total ; COT : carbone organique total ; RWC : Proportion d'eau recyclée

3.1.6 JRC (2014) : réutilisation de l'eau dans l'Union européenne (UE)

L'objectif du rapport du JRC (2014) est d'analyser les défis techniques, environnementaux et socio-économiques dans le but de développer la réutilisation des eaux. Pour cela, le document compare les lignes directrices nationales et internationales jugées les plus pertinentes sur la réutilisation de l'eau (Canada, Chine, Israël, Japon, Jordanie, Mexique, Afrique du Sud, Tunisie, Turquie, USA, Australie), et évalue les normes de réutilisation de l'eau existantes dans les États membres de l'UE. Après une courte synthèse sur les risques sanitaires et environnementaux liés à la réutilisation des eaux, le rapport propose une méthode adaptée à partir des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (WSP : water safety plan) pour gérer les dispositifs de réutilisation des eaux sur la base d'une analyse des risques. Enfin, le document liste des besoins d'innovation technologique et réglementaire et les obstacles à surmonter pour développer la réutilisation des eaux. Ce document traite de la réutilisation des eaux usées traitées au sens large, et n'a pas un positionnement spécifiquement axé sur la recharge des aquifères.

Concernant plus spécifiquement la recharge artificielle de nappes, le document indique qu'en Europe, seules les réglementations chypriotes, grecques et espagnoles mentionnent la recharge artificielle de nappes comme un usage possible des eaux usées traitées, principalement pour les aquifères qui ne sont pas utilisés pour l'approvisionnement en eau potable. Pour le JRC (2014) la recharge artificielle de nappes à partir d'eaux usées traitées est susceptible de se développer à l'avenir pour des objectifs de restauration des niveaux des nappes, de barrière contre l'intrusion saline et/ou de stockage d'eau en période de hautes eaux. Enfin, le document mentionne le site de recharge artificielle de nappe avec des eaux usées traitées de Wulpen, situé en Belgique, pour lequel des critères de qualité de l'eau infiltrée ont été fixés localement par le gouvernement régional, sans mise en place de réglementation nationale (Van Houtte et Verbauwhede, 2008b).

3.1.7 DVGW (2007) : conception, construction et exploitation d'installations de recharge artificielle des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau potable

En Allemagne, l'association pour le gaz et les technologies de l'industrie de l'eau (DVGW) a proposé en septembre 2007 un document de travail (W 126) traitant de la conception, la construction et l'exploitation d'installations de recharge artificielle de nappe pour la production d'eau potable. Ce document aborde la recharge avec des eaux de surface réalisée par bassins ou puits d'infiltration et évoque la filtration par berge (lacs, étangs).

Les principaux objectifs de la recharge artificielle des eaux souterraines dans le but de produire de l'EDCH sont l'accroissement des ressources d'eau disponibles et un traitement supplémentaire de l'eau infiltrée.

La recharge de nappe ne doit pas avoir d'impact sur le milieu faisant l'objet du prélèvement en raison de la réduction de l'épaisseur de la zone non saturée et ne doit pas dégrader la qualité des eaux de la nappe rechargée.

En choisissant des procédés adaptés au site, la recharge artificielle des eaux souterraines est une méthode efficace pour la production d'eau potable. Cette dernière nécessite cependant de recourir à des étapes de traitement très différentes selon le contexte. Le principe de recharge artificielle est ainsi basé sur un système modulaire qui permet, en fonction des caractéristiques locales, différentes combinaisons des procédés de traitement. Par ailleurs, il peut être nécessaire de traiter l'eau avant infiltration au regard des fluctuations parfois rapides de composition de l'eau brute.

Le document attire l'attention sur les problèmes que les différences de température peuvent entraîner soit vis-à-vis des conditions d'écoulement (une baisse de température entraîne un accroissement de la viscosité de l'eau et l'écoulement est ralenti et inversement), soit vis-à-vis des processus de dégradation biologique.

Les matières en suspension (MES) doivent aussi faire l'objet d'une attention particulière car à l'origine du colmatage des filtres. Un traitement de clarification ou par sédimentation peut être nécessaire en particulier lors des crues.

Le document recommande d'éviter l'accumulation de composés persistants comme les métaux lourds ou les composés soufrés.

3.2 Exemples de réalisations

3.2.1 Sites recensés par le WssTP (2010)

Le groupe de travail européen sur la recharge artificielle de nappe du WssTP (2010) a étudié sept projets non européens dont quatre situés en Australie, un dans les Émirats arabes unis, un en Chine et un en Israël. Un tableau de synthèse des caractéristiques de ces sites est présenté en annexe 2.

Sur les sept sites étudiés, trois rechargent des aquifères à nappe libre, quatre des aquifères calcaires dont un est associé à un niveau de sable et un autre à un niveau de grès.

Sur quatre sites, la recharge se fait par injection, dont trois correspondent à de l'injection dans l'aquifère et récupération par le même puits (ASR). Deux nappes sont rechargées par des bassins d'infiltration. Enfin, sur un site, la recharge de la nappe se fait par une galerie d'infiltration.

Deux nappes sont rechargées avec des effluents secondaires et deux avec des effluents tertiaires de stations de traitement d'eaux usées, une nappe est rechargée avec de l'eau dessalée, et deux nappes sont rechargées avec des eaux pluviales urbaines.

Pour trois sites australiens, l'objectif de la recharge des nappes est l'irrigation, à laquelle s'ajoute dans un cas l'atténuation des crues (site d'Andrews Farm). Pour le site des Émirats arabes unis, l'objectif est le stockage stratégique, en particulier à l'intersaison. Pour le site de Pékin en Chine, l'objectif de la recharge est la prévention des inondations et la dépollution de l'aquifère. Pour le site de Shafdan en Israël, l'objectif est le traitement et le stockage d'effluents de STEU traités. Enfin, pour le site de Floreat Park en Australie, l'objectif de la recharge est la protection des écosystèmes tributaires des eaux souterraines.

3.2.2 Exemples de sites de recharge artificielle de nappes

Plusieurs exemples de sites aux caractéristiques différentes ont été retenus pour illustrer la diversité des pratiques de recharge artificielle de nappes. Ces sites ont été sélectionnés car ils sont bien documentés, le retour d'expérience était important, et ils ont été jugés comme de bonne qualité par le GT. Enfin, le GT a privilégié les sites mentionnés lors des auditions. L'annexe 3 synthétise les caractéristiques de l'ensemble des exemples de sites de recharge artificielle de nappes retenus dans ce rapport.

3.2.2.1 USA - Californie du Sud, région de Los Angeles - sites de West Coast Basin et de Central Basin (WRD, 2015a)

Les sites de West Coast Basin et de Central Basin, situés dans le Sud de la Californie, sont gérés par le Water Replenishment District of Southern California (WRD), organisme en charge de la qualité et de la fiabilité des eaux souterraines. Dans la zone de service du WRD, les eaux souterraines constituent près de 40 % de la demande en eau des 4 millions d'habitants et des entreprises de 43 villes. La surexploitation des nappes a entraîné un abaissement du niveau des eaux souterraines et une intrusion d'eau salée dans les nappes. Pour y remédier, des restrictions de pompage ont été formulées mais les prélèvements autorisés sont plus élevés que la recharge naturelle des nappes, créant ainsi un déficit annuel. Pour y faire face, des projets de recharge artificielle de nappes ont été mis en place à West Coast Basin et Central Basin depuis 1962. Ces projets de recharge artificielle de nappe s'inscrivent dans un projet plus global de réutilisation des eaux usées traitées. Le niveau de traitement des eaux usées dépend de l'usage qui en est fait : cinq types d'eaux usées traitées différents sont produits.

Sur le site du **West Coast Basin**, la nappe captive exploitée par le West Basin Municipal Water District (WBMWD) et les municipalités de Los Angeles, Torrance et Long Beach est rechargée tout en créant une barrière hydraulique empêchant l'intrusion saline. Le bassin « West Coast » s'étend sur 414 km² dans la partie Sud-Ouest de la plaine côtière de Los Angeles, de Newport-Inglewood

à la baie de Santa Monica. La nappe est gérée avec le modèle « Watermodel » qui permet de simuler le comportement hydraulique et qualitatif de la nappe, et avec un SIG pour spatialiser les données géoréférencées.

La barrière hydraulique reçoit $30\,300\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$ ($11,2\cdot 10^6\text{ m}^3\cdot\text{an}^{-1}$) par 153 puits d'injection de 85 à 214 m de profondeur, dans l'aquifère de Silverado. Le débit naturel de la nappe est de $32\cdot 10^6\text{ m}^3\cdot\text{an}^{-1}$, sur un volume total de l'aquifère multicouches estimé à $8\cdot 10^9\text{ m}^3$, ce qui donne à l'eau un âge moyen de 250 ans. Sur le volume total de l'aquifère ($1,35\cdot 10^9\text{ m}^3$), $148\cdot 10^6\text{ m}^3$ seraient utilisables pour le stockage des eaux de recharge (Lazarova *et al.*, 2012).

L'eau injectée est un mélange à part égale d'eau usée traitée et d'EDCH. Le système est autorisé à inclure jusqu'à 75 % d'eau usée traitée dans l'eau injectée.

Le traitement des effluents secondaires pour l'injection dans la nappe comprend une microfiltration suivie d'une osmose inverse, puis d'une oxydation avancée par UV et eau oxygénée. Enfin l'eau est stabilisée par décarbonatation et chaux. La qualité des eaux recyclées est strictement contrôlée. Le traitement a évolué au cours du temps, la désinfection initiale à l'hypochlorite de sodium a été complétée par la suite par le traitement UV-eau oxygénée destiné à éliminer la N-nitrosodiméthylamine (NDMA) retrouvée dans les eaux, afin de respecter le seuil de $10\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ requis par la réglementation californienne (Zhou *et al.*, 2009).

Contrairement au West Coast Basin, le **Central Basin** renferme une nappe relativement peu profonde dans les alluvions holocènes et les formations pléistocènes Lakewood et San Pedro. Cette nappe est libre et multicouche. Elle est constituée de 500 m de sables et graviers. Elle recouvre d'autres aquifères présents jusqu'à une profondeur de 700 m. La recharge naturelle de la nappe est constituée par la pluie efficace au Nord-Est et par les infiltrations des cours d'eau, son exutoire étant localisé dans le Pacifique au Sud-Ouest.

La recharge artificielle comprend à la fois des importations d'eau de surface depuis le Nord de la Californie ou depuis le fleuve Colorado (Metropolitan Water District), et de l'eau usée traitée provenant des stations de traitement des eaux usées (STEU) de Whittier et San José. Dans le bief de Montebello, ces eaux sont infiltrées dans des bassins à Rio Hondo et San Gabriel River. Pour ces sites, la réglementation limite la proportion d'eau usée traitée à 45 % du total des eaux de recharge sur une moyenne mobile de 10 ans. En 2003, $68\cdot 10^6\text{ m}^3$ d'eau usée traitée ont été utilisés avec seulement $34\cdot 10^6\text{ m}^3$ d'eau de surface importée.

L'eau usée traitée est également injectée par forages pour constituer une barrière hydraulique contrôlant la position du biseau salé au niveau du fossé d'Alamitos. La barrière hydraulique d'Alamitos reçoit de l'eau ayant subi un traitement tertiaire comprenant microfiltration, osmose inverse et irradiation aux ultra-violet (UV). La capacité de production d'eau recyclée est actuellement de $11\,000\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$, l'extension de l'usine la portera à $30\,000\text{ m}^3\cdot\text{j}^{-1}$, permettant de couvrir 100 % des besoins de la barrière hydraulique.

Le suivi qualitatif des eaux souterraines comprend l'azote et le COT, mais également les produits chimiques considérés comme préoccupants, tels que des médicaments, des perturbateurs endocriniens, des produits d'hygiène corporelle et d'autres contaminants émergents retrouvés à l'échelle des USA : perchlorates, NDMA, chrome VI et 1,4-dioxane. Leur détection dans l'eau ne signifie pas nécessairement un risque sanitaire, mais ils font l'objet de recherches sur l'élimination des polluants émergents en utilisant des technologies innovantes (WRD, 2015b).

Trois études par traçage des eaux souterraines ont montré que la profondeur de la nappe et la distance aux bassins d'infiltration sont les facteurs-clés du temps de transit des eaux recyclées vers les puits. Les puits profonds montrent en effet des temps de séjour plus longs que les ouvrages superficiels, et les exploitants en sont venus à reboucher les crépines superficielles pour n'exploiter que les parties profondes de l'aquifère.

3.2.2.2 Australie - Salisbury et Adélaïde - site de Bolivar

Le site de Bolivar (Page *et al.*, 2010c), dans les plaines du Nord d'Adélaïde, est un dispositif de stockage dans l'aquifère et récupération par un même puits (ASR) des eaux usées traitées de Salisbury et d'Adélaïde. L'eau prélevée est ensuite utilisée sans traitement pour l'irrigation.

Les eaux brutes de recharge sont composées des effluents de la STEU de Bolivar ou les eaux usées subissent un traitement primaire et un traitement secondaire par boues activées. Ces eaux brutes pour la recharge sont ensuite stockées dans des lagunes de stabilisation avant d'être traitées par flottation-filtration à l'air et par chloration. Les eaux passent enfin par un bassin de stockage.

Les aquifères miocènes T1 et T2 (formation Port Willunga supérieure et inférieure) des plaines du Nord d'Adélaïde sont séparés par les argiles Munno imperméables. T1 est formé de grès, sables et calcaires. T2 est constitué de calcaire bien cimenté, composé de 74% de calcite, 18% de quartz, 5% d'ankérite (carbonate de fer) avec quelques traces d'oxydes de fer et moins de 0,5% de carbone organique. Ces aquifères sont captifs et tous deux sont rechargés artificiellement, avec des débits de 10 L.s⁻¹ à 160 m de profondeur (T1) et 40 L.s⁻¹ à 220 m de profondeur (T2).

De 2006 à 2010 (quatre cycles), 704 000 m³ ont été injectés et 501 000 m³ ré-extraits par le même ouvrage, crépiné entre 103 et 160 m de profondeur.

La dissolution de calcite affecte la stabilité du puits. Au cours de l'injection pendant un an de 250 000 m³ d'eau usée traitée dans l'aquifère carbonaté de Bolivar, 7 tonnes de calcite ont été dissoutes autour du puits (Vanderzalm, 2004). La stabilité du toit de la nappe serait compromise au bout de cent ans d'exploitation. Une vérification périodique du diamètre de l'ouvrage, lors des remplacements de pompe ou de la maintenance, doit être effectuée pour suivre ce risque à long terme.

L'injection d'eau usée sur le site a pour effet le colmatage de la crépine à court terme, qui est réversible en routine par rétro-lavage. Plusieurs méthodes ont été testées, et le pompage intermittent à fort débit (purge) est plus efficace que le pompage continu pour restaurer les performances du puits, engendrant moins de pertes d'eau et la gestion de plus faibles volumes d'eau de purge (Pavelic *et al.*, 2007).

Dans le projet de Bolivar, la validation des taux d'atténuation des pathogènes a fait appel à des chambres de diffusionensemencées avec plusieurs types de pathogènes, et suspendues dans les puits, pour échantillonnage et analyses (Toze et Hanna, 2002). Les taux d'inactivation ont été confrontés aux temps de résidence de l'eau entre injection et récupération, pour estimer le nombre de logs d'abattement dans la nappe pour chaque pathogène. L'inactivation a été vérifiée en échantillonnant l'eau de recharge et celle d'un puits d'observation proche. Cependant, une qualité variable de la ressource en eau, de fréquentes non détections de pathogènes et un spectre étendu de trajets de l'eau et de temps de résidence a empêché une quantification pertinente du taux d'atténuation avec le suivi utilisé.

3.2.2.3 Australie - Salisbury, Nord d'Adélaïde - site de Parafield

Le site de Parafield (Rinck-Pfeiffer *et al.*, 2007; Page *et al.*, 2010c), à Salisbury dans les plaines du Nord d'Adélaïde, est un système de stockage et transfert en aquifère, puis récupération (ASTR) d'eaux pluviales urbaines traitées pour produire de l'eau d'irrigation et de l'EDCH. La capacité actuelle du projet est de 1,1.10⁶ m³.an⁻¹. La deuxième phase du projet devrait permettre d'ajouter d'autres zones de pompage et d'atteindre une production de 2,1.10⁶ m³.an⁻¹.

Le prétraitement des eaux pluviales avant recharge comprend une sédimentation dans un bassin tampon de 50 000 m³, suivi par un bassin de stockage de même volume, puis un traitement passif à lit de roseaux de 2 ha. Les taux de nutriments, métaux et polluants organiques sont réduits de 90 % en moyenne par le traitement. Le système est conçu pour retenir l'eau pluviale 10 jours environ de manière à assurer une efficacité de traitement optimale avant l'ASTR (Rinck-Pfeiffer *et al.*, 2007).

L'eau est injectée dans l'aquifère miocène saumâtre captif T2 des plaines du Nord d'Adélaïde, (présenté dans le paragraphe 3.2.2.2 décrivant le site de Bolivar) par quatre forages crépinés entre 165 et 185 m de profondeur.

De 2005 à 2009, 400 000 m³ ont été injectés et 110 000 m³ pompés par deux forages distincts (ASTR), pour augmenter le temps de séjour de l'eau injectée dans la nappe et utiliser au mieux les propriétés d'épuration naturelle de l'aquifère. L'eau pluviale recyclée présente une salinité de

200 mg.L⁻¹ en moyenne, alors que l'eau de la nappe saumâtre varie entre 1 900 et 2 000 mg.L⁻¹. L'injection produit une poche d'eau douce rayonnant à partir des points d'injection à la surface de l'aquifère saumâtre. La taille et la forme de ce panache sont suivies sur cinq forages d'observation (deux à proximité de l'usine et trois à 900 m). Une zone de 2 km autour de l'injection subit au maximum une remontée piézométrique de 10 à 15 m qui se rééquilibre progressivement lorsque cesse l'injection. Chaque forage d'injection dispose d'un dispositif de purge permettant de supprimer le colmatage dû à l'accumulation de particules ou de biomasse.

L'eau prélevée est composée d'au moins 90 % d'eau pluviale ayant servi à la recharge, mélangée à moins de 10% d'eau souterraine native afin de diluer la salinité initialement présente dans les eaux souterraines. Une légère augmentation de la concentration en fer et la présence d'un peu de sable et de limon sont parfois observées dans l'eau repompée pendant les premières heures d'extraction. Avant son utilisation, cette eau subit une aération, un traitement UV et une chloration. Bien que cette eau soit actuellement destinée à l'irrigation, sa qualité est évaluée au regard d'une utilisation pour l'approvisionnement en eau potable.

Les niveaux de contaminants chimiques et microbiens sont mieux maîtrisés dans l'ASTR que dans l'ASR, ce qui est essentiel pour l'obtention d'une eau potable. Une approche de type « Analyse des risques pour la maîtrise des points critiques » (HACCP : Hazard Analysis and Critical Control Points) a été mise en place pour fournir une protection multi-barrières au sein du bassin urbain. Elle permet de vérifier l'efficacité du traitement et facilitera la transposition de cette méthodologie à d'autres sites.

Au stade de la conception, une évaluation de risque sommaire, utilisant des informations préliminaires sur la qualité de l'eau utilisée et celle de l'eau souterraine, a suggéré que l'eau prélevée pouvait respecter la qualité de l'eau potable avec le système de prétraitement existant. Des informations détaillées ont ensuite été collectées sur la qualité des eaux pluviales urbaines, l'efficacité du prétraitement et les caractéristiques de l'aquifère et des modélisations hydrologiques, hydrogéologiques et géochimiques ont été effectuées. Une nouvelle évaluation de risque a montré que l'hétérogénéité de l'aquifère engendrerait une salinité excessive de l'eau prélevée. La modélisation et des tests sur l'aquifère ont mis en évidence la nécessité de séparer les puits d'injection et de récupération (ASTR) afin de respecter les attentes sur la qualité de l'eau prélevée.

3.2.2.4 Israël - El Dan, région de Tel Aviv - site de Shafdan

Le site de recharge artificielle de nappes par bassins d'infiltration de Shafdan (BRGM et ONEMA, 2013) est situé dans la région d'El Dan au sud de Tel Aviv (Israël). Ce dispositif de recharge est considéré comme une étape de traitement supplémentaire des effluents secondaires des villes de la région de Dan, notamment Tel Aviv, avant leur utilisation. La recharge artificielle de la nappe vise notamment à enrayer la salinisation des eaux de l'aquifère côtier due à la surexploitation de celui-ci. L'eau prélevée après la recharge est utilisée pour l'irrigation et est acheminée par une canalisation de 90 km jusqu'à la région désertique du Néguev. La nappe rechargée est par ailleurs utilisée pour l'approvisionnement en eau potable.

L'aquifère côtier d'Israël est composé de séquences sableuses à calcaires d'âge pliocène-pléistocène avec intercalations d'argiles et de silts de diverses origines. À l'Ouest le long de la côte, l'épaisseur de l'aquifère varie entre 200 m et quelques mètres seulement en sa bordure Est. À l'Ouest, l'aquifère est multicouche avec deux principaux aquifères divisés eux-mêmes en deux sous-unités. À l'Est l'aquifère est unique. L'aquifère est salinisé avec l'intrusion marine à l'Ouest et par des remontées d'eau salée à l'Est (Abbo et Gev, 2008).

Le site de Shafdan est localisé dans la partie ouest de l'aquifère côtier entre Yavne et Rishon-le-Zion. L'installation occupe une zone de 16 km de longueur située entre 2 et 6 km de la côte. Après un traitement biologique, les effluents sont dirigés vers une des neuf usines de récupération des effluents. Ces usines filtrent et désinfectent des effluents avant leur utilisation pour l'irrigation ou pour la recharge de la nappe. Plusieurs types de traitements de l'eau ont été utilisés et expérimentés sur le site, les plus anciens comportaient un traitement secondaire suivi d'une clarification. Actuellement les systèmes de traitement combinent l'ultrafiltration et le traitement par UV avant l'infiltration. Six bassins d'infiltrations sont en fonctionnement (deux sur le site de Soreq

(25 ha) et quatre sur le site de Yavne (60 ha)). Les bassins sont entourés d'environ 130 forages de récupération dont la fonction est de pomper l'eau traitée afin d'éviter sa dispersion dans les zones d'approvisionnement en eau potable. L'eau traitée sur le site de Shafdan n'a pas à ce jour vocation à être utilisée comme eau potable, mais des travaux de recherche visant à améliorer le traitement tertiaire en vue de la potabilisation sont en cours. Le débit journalier imposé aux bassins d'infiltration est de 460 000 m³ avec une capacité annuelle de 180.10⁶ m³ environ. Le site de Soreq est en fonctionnement depuis 1977 et le site de Yavne depuis 1987.

Le Tableau IV récapitule les conditions opératoires de la recharge artificielle par SAT sur le site de Shafdan.

Tableau IV. Conditions opératoires de la recharge artificielle par infiltration sur le site de Shafdan (d'après BRGM et ONEMA, 2013).

| Paramètres | Unité | Quantité |
|-------------------------------------|-------------------|-----------------|
| Charge hydraulique | m.j ⁻¹ | 0,2 - 0,6 |
| Cycles d'humidification | Jours | 1-2 |
| Cycles de séchage | Jours | 2-4 |
| Cycle de nettoyage | Jours | 15-30 |
| Profondeur de la zone non saturée | m | 5-30 |
| Épaisseur de la zone saturée | m | 20-50 (max 100) |
| Temps de résidence dans le sous-sol | Mois | 6 - 12 |
| Récupération des eaux | % | Jusqu'à 100 % |

En 2013, le BRGM et ONEMA (2013) indiquaient que le site de Shafdan continuait de réutiliser, par la recharge de nappe, 135 à 140.10⁶ m³.an⁻¹ destinés à l'irrigation agricole, mais que, devant les phénomènes de colmatage grandissants et le manque de surface pour l'aménagement de nouveaux bassins d'infiltration, le rendement du site de Shafdan décroissait.

Un autre problème majeur, bien que les systèmes restent opérationnels, est la présence de manganèse dissous dans les puits de récupération. Ce manganèse contenu naturellement dans l'aquifère (oxydes) se retrouve mobilisé par la modification des conditions d'oxydo-réduction induite par l'infiltration d'eaux usées riches en matière organique (Kloppmann *et al.*, 2012).

3.2.3 Sites infiltrant des eaux usées peu traitées

Dans certains sites, le dispositif de recharge artificielle est conçu comme un procédé de traitement de l'effluent à part entière.

Ainsi, sur le site espagnol de Dehesas de Guadix (Moreno *et al.*, 2008), des bassins d'infiltration rechargent la nappe libre à partir d'effluents urbains. Le traitement des eaux usées avant infiltration abat les MES de 49 %, la DCO de 22 %, la DBO de 31 %, mais le carbone organique dissous (COD) de seulement 6 %, le phosphore de 1 %, le bore de 0 %. Initialement, une séquence de sept jours d'assec succédait à sept jours d'alimentation des bassins d'infiltration. Le séchage s'étant avéré insuffisant, les sept jours d'épandage ont été suivis par vingt et un jours de séchage. Les végétaux se développant dans le bassin sont coupés deux fois par an et laissés dans le fond de celui-ci. La température élevée favorise le développement bactérien dans le bassin.

Un suivi du site sur quatre ans montre que l'efficacité de l'épuration des nitrates varie entre 28,5 et 90 %. L'azote est nitrifié dans les premiers décimètres du sol puis dénitrifié, mais cette étape de dénitrification ne fonctionne que partiellement : à chaque remise en eau succède un pic de nitrates, sans doute en raison du trop faible temps de séjour de l'eau et du séchage qui provoque une aération du sol incompatible avec les conditions anaérobies nécessaire aux micro-organismes dénitrifiants.

Les teneurs en nitrates et COD ne sont pas liées au débit d'apport. Le bore et les bicarbonates peuvent être utilisés comme traceurs des eaux de recharge. Sur ce site, qui reçoit des effluents peu traités, les molécules persistantes se retrouvent dans la nappe (Moreno *et al.*, 2008).

Le site de Korba à l'Est du Cap Bon (Tunisie) recharge l'aquifère plioquatenaire côtier surexploité par les pompages agricoles depuis les années 60 (Cary *et al.*, 2013). Depuis 2008, des bassins permettent l'infiltration des eaux usées traitées. Le suivi des isotopes du bore et de la concentration en carbamazépine montrent que l'eau des piézomètres situés au voisinage de zone d'infiltration atteint graduellement le marquage en bore de l'eau recyclée, et que sa concentration en carbamazépine est passée de 20 à 910 ng.L⁻¹ entre 2010 et 2011 (Cary *et al.*, 2013). Le suivi des métabolites de la carbamazépine (Fenet *et al.*, 2012) montre, que si la carbamazépine est partiellement adsorbée dans le sol, ses métabolites y sont moins retenus et passent facilement dans l'eau infiltrée vers la nappe. Des concentrations allant jusqu'à 115 ng.L⁻¹ pour la carbamazépine, 16 ng.L⁻¹ pour la 10,11-dihydro-trans-10,11-dihydroxy-carbamazépine et 10 ng.L⁻¹ pour la 10,11 époxycarbamazépine ont été mesurées dans des eaux souterraines de la zone d'irrigation avec des eaux usées (Fenet *et al.*, 2012)

3.3 Situation européenne

3.3.1 Réglementation

3.3.1.1 Union européenne

La directive cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE² modifiée établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (JOCE du 22 décembre 2000). Elle exige que soit établi, dans chaque district hydrographique, un programme de surveillance des eaux et fixe comme objectif de parvenir au bon état des eaux et des milieux aquatiques à l'échéance de 2015 sauf dérogation le reportant en 2021 ou 2027.

L'article 11, paragraphe 3, point f), de la DCE, prévoit l'obligation de « *contrôles, notamment l'obligation d'une autorisation préalable pour la recharge ou l'augmentation artificielle des masses d'eau souterraines. L'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine, à condition que l'utilisation de la source ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux fixés pour la source ou pour la masse d'eau souterraine rechargée ou augmentée.* »

L'annexe II de la DCE prévoit que lors de la caractérisation initiale des masses d'eaux souterraines, soient définies les « *pressions auxquelles la ou les masses d'eau souterraine sont susceptibles d'être soumises, y compris [...] la recharge artificielle [et] le caractère général des couches supérieures de la zone de captage dont la masse d'eau souterraine reçoit sa recharge* ».

« *Après la caractérisation initiale, les États membres effectuent une caractérisation plus détaillée de ces masses ou groupes de masses d'eau souterraines qui ont été recensées comme courant un risque, afin d'établir une évaluation plus précise de l'importance de ce risque et de déterminer toute mesure requise en vertu de l'article 11. En conséquence, cette caractérisation doit comporter des informations pertinentes sur l'incidence de l'activité humaine et, le cas échéant, des informations pertinentes concernant :*

- *les caractéristiques géologiques de la masse d'eau souterraine, y compris l'étendue et le type des unités géologiques,*
- *les caractéristiques hydrogéologiques de la masse d'eau souterraine, y compris la conductivité hydraulique, la porosité et le confinement,*

² Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire de l'eau (JOCE du 22 décembre 2000, L327, pages 1 à 72).

- les caractéristiques des dépôts superficiels et des sols dans la zone de captage dont la masse d'eau souterraine reçoit sa recharge, y compris l'épaisseur, la porosité, la conductivité hydraulique et les propriétés d'absorption des dépôts et des sols,
- les caractéristiques de stratification de l'eau souterraine au sein de la masse,
- un inventaire des systèmes de surface associés, y compris les écosystèmes terrestres et les masses d'eau de surface auxquels la masse d'eau souterraine est dynamiquement liée,
- des estimations des directions et taux d'échange de l'eau entre la masse souterraine et les systèmes de surface associés, et
- des données suffisantes pour calculer le taux moyen annuel à long terme de la recharge totale,
- la caractérisation de la composition chimique des eaux souterraines, y compris la spécification des contributions découlant des activités humaines. Les États membres peuvent utiliser des typologies pour la caractérisation des eaux souterraines lorsqu'ils établissent des niveaux naturels pour ces masses d'eau souterraine. »

Enfin, l'annexe V de la DCE indique que le réseau de surveillance pour l'état quantitatif des eaux souterraines « doit comporter suffisamment de points de surveillance représentatifs pour évaluer le niveau de l'eau dans chaque masse d'eau ou groupe de masses d'eau compte tenu des variations à court et long termes des recharges, et notamment :

- pour les masses d'eau souterraine qui ont été recensées comme risquant de ne pas répondre aux objectifs environnementaux visés à l'article 4, assurer une densité suffisante de points de surveillance pour évaluer l'impact des captages et des rejets sur le niveau de l'eau souterraine,
- pour les masses d'eau souterraine où de l'eau souterraine traverse la frontière d'un État membre, veiller à ce qu'il y ait suffisamment de points de surveillance pour évaluer la direction et le débit de l'eau à travers la frontière de l'État membre. [...]

La fréquence des observations doit être suffisante pour permettre l'évaluation de l'état quantitatif de chaque masse d'eau souterraine ou groupe de masses d'eau souterraine compte tenu des variations à court et long termes des recharges, et notamment :

- pour les masses d'eau souterraine qui ont été recensées comme risquant de ne pas répondre aux objectifs environnementaux visés à l'article 4, assurer une fréquence suffisante des surveillances pour évaluer l'impact des captages et des rejets sur le niveau de l'eau souterraine,
- pour les masses d'eau souterraine où de l'eau souterraine traverse la frontière d'un État membre, veiller à ce que les mesures soient assez fréquentes pour évaluer la direction et le débit de l'eau à travers la frontière de l'État membre. »

Afin d'aider la mise en œuvre des objectifs de la DCE, la Commission européenne a lancé en 2012, **un plan d'action pour la sauvegarde des ressources en eau** en Europe. Sur la base du constat de la raréfaction des ressources (en particulier dans le Sud de l'Europe), ce plan prévoit notamment, que la « Commission s'efforcera de déterminer l'instrument le plus approprié à l'échelle de l'UE pour encourager la réutilisation de l'eau, et notamment un règlement établissant des normes communes. »

3.3.1.2 Réglementation spécifiques des États membres de l'Union européenne

3.3.1.2.1 Consultation via l'Endware

Dans le cadre du réseau Endware³, une consultation des états membres de l'Union européenne a été lancée sur l'encadrement des pratiques de recharges de nappes dans les pays européens.

³ European Network of Drinking Water Regulator - groupe informel en charge de l'élaboration de réglementations sur l'EDCH de pays membres de l'Union européenne.

Cinq pays ont répondu à la sollicitation de la France : la Suède, le Portugal, les Pays-Bas, la Hongrie et la République Tchèque.

Les pays ayant répondu appliquent les exigences de la directive européenne et n'ont pas de réglementation, norme ou ligne directrice nationale spécifique sur la pratique de la recharge artificielle de nappe. Ils s'appuient sur des textes issus de la transcription de directives européennes. Aux Pays-Bas, la seule réglementation complémentaire est le décret infiltration, utilisé pour protéger le sol des dunes des pesticides et micropolluants. Ce décret est rarement utilisé.

Toutefois, la Hongrie dispose de textes nationaux complémentaires qui portent sur un champ plus large que la recharge artificielle et indique disposer de plusieurs textes réglementaires relatifs aux eaux souterraines abordant la recharge artificielle.

3.3.1.2.2 Bilan du JRC (2014)

Dans son bilan des réglementations existantes en Europe sur la réutilisation des eaux usées traitées, le JRC (2014) indique que seuls Chypre, la Grèce et l'Espagne disposent d'un encadrement de la recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées. Les valeurs seuils proposées sont en cohérence pour la plupart avec les textes réglementant les qualités nécessaires aux différents usages de l'eau (FAO, OMS).

À Chypre, les critères de qualité varient en fonction de la capacité de la station d'épuration (valeurs plus restrictives au-dessus de 2 000 équivalents habitant (EH)).

La législation espagnole distingue douze catégories de qualité d'eau avec des paramètres microbiologiques et physico-chimiques spécifiques pour chacune en fonction des usages. Elle fixe des valeurs limites pour l'azote (10 mg.L^{-1}) et le phosphore (2 mg.L^{-1}) pour la recharge des aquifères et des valeurs limites plus strictes pour les matières en suspension pour la recharge des aquifères par injection.

La législation grecque s'appuie sur le même principe avec quatre catégories de qualité d'eau. Les normes grecques fixent des limites strictes pour la DBO_5 et les matières en suspension pour la recharge des nappes par injection.

3.3.2 Sites européens de recharge artificielle de nappe

3.3.2.1 Consultation des états membres de l'Union européenne

Dans le cadre de la consultation du réseau Endware, les états membres de l'UE ont également été sollicités sur l'existence d'expérience de recharge artificielle de nappes dans leur pays et les cinq mêmes pays ont répondu à la sollicitation de la France (voir 3.3.1.2.1).

En Suède, près d'un quart de la population est alimentée en eau à partir d'une ressource en partie rechargée artificiellement. Aux Pays-Bas, en absence de nécessité avérée, les projets de recharge artificielle ont été abandonnés, cependant l'infiltration d'eau de rivière sur dune est pratiquée le long des côtes pour produire de l'eau potable. En Hongrie, les sites de recharge artificielle sont majoritairement à but énergétique (réinjection d'eaux thermales ou injection d'eaux dans le cadre d'exploitation d'hydrocarbures), et seul un site concerne la production d'eau potable.

Lorsque la pratique de recharge artificielle vise des ressources destinées à la production d'eau destinée à la consommation humaine, l'eau brute pour la recharge est, dans la plupart des cas, de l'eau de surface provenant de cours d'eau. La filtration horizontale par berge est fréquemment pratiquée dans plusieurs pays sans pour autant être considérée comme une recharge artificielle de nappes (voir paragraphe 6.1.3). La filtration verticale dans les berges est beaucoup plus rare.

3.3.2.2 Sites recensés par le WssTP (2010)

Le groupe de travail européen sur la recharge artificielle de nappe du WssTP (2010) s'est intéressé à douze projets européens de recharge artificielle de nappes dont deux français (Flins-Aubergenville et Crépieux-Charmy), quatre espagnols, un anglais, un portugais, un autrichien, un belge, un danois et un italien. L'annexe 4 présente un tableau de description de ces sites.

Sur les douze sites étudiés, neuf dispositifs rechargent des aquifères à nappe libre. Il s'agit généralement d'aquifères alluviaux. Un cas concerne un aquifère semi captif et deux des aquifères captifs dont un système karstique.

Pour neuf des douze sites, la recharge artificielle se fait par infiltration par bassins, étang, tranchées ou dans le lit d'une rivière et pour trois cas, la recharge se fait par injection *via* des puits (dont un par ASR) ou dans une doline.

Sur douze sites de recharge artificielle, un seul vise uniquement la réalisation d'une barrière hydraulique vis-à-vis de la pollution. Pour les autres sites, les objectifs de la recharge sont multiples : traitement et création d'une barrière contre l'intrusion d'eau salée (5/12), traitement et stockage (2/12), traitement et barrière hydraulique (2/12), traitement et stockage d'eau pour réalimenter un cours d'eau en période sèche (1/12), traitement, stockage et barrière contre l'intrusion d'eau salée (1/12).

Dans sept cas, la nappe est rechargée avec des eaux de surface, associée dans un cas à l'eau d'une source karstique. Une nappe est rechargée avec des effluents secondaires. Deux nappes sont rechargées avec des effluents tertiaires et une avec de l'eau issue d'un dessalement. Enfin, la dernière nappe est rechargée avec des eaux pluviales et des eaux souterraines faiblement contaminées.

Les nappes rechargées ont souvent plusieurs usages dont généralement la production d'EDCH (11/12). En plus de la production d'EDCH, l'eau de la nappe peut servir à des usages agricoles et/ou industriels.

3.3.2.3 Recensement effectué dans le cadre du projet DEMEAU

Le projet de recherche DEMEAU (voir paragraphe 3.3.3) a établi une banque de données sur 270 expériences de recharge artificielle de nappes en Europe (DEMEAU, 2014) qui inclut également des projets de filtration par berges (145 dispositifs soit 54 % des sites répertoriés). Dans la base de données, les dispositifs de recharge artificielle par épandage en surface (épandage, irrigation par excès, barrages de recharge et bassins d'infiltration) se classent au deuxième rang avec 79 systèmes (29 %) dont 61 à partir d'étangs et de bassins (23 %). Les forages et les puits constituent le troisième grand groupe avec 44 sites en Europe (16 %) et les dispositifs modifiant l'écoulement superficiel existent sur deux sites seulement (0,7 %). L'eau pluviale n'est pas utilisée en Europe pour la recharge (DEMEAU, 2014).

3.3.2.4 Exemple de sites européens de recharge artificielle de nappes

Afin de compléter la sélection des exemples de sites de recharge artificielle de nappes, les sites européens de Wulpen en Belgique et de Nardò en Italie ont été retenus sur les mêmes critères que les autres sites internationaux.

3.3.2.4.1 *Belgique - Wulpen (Torreele/St André)*

Les aquifères côtiers, surtout dans des zones de polders, contiennent une nappe souvent d'eau saumâtre. Les secteurs dunaires côtiers comprennent généralement une poche d'eau douce rechargée naturellement, qui flotte sur l'eau saumâtre.

Depuis 1947, la communauté de Veurne exploite la nappe des dunes de la côte de Flandre, pour alimenter en EDCH 60 000 à 250 000 habitants. Un rabattement important a été observé, mettant en péril la qualité de l'eau, et depuis 2002, la nappe reçoit une recharge artificielle par infiltration (Vandenbohede *et al.*, 2008b).

La nappe libre des dunes quaternaires est contenue dans des sables de granulométrie moyenne, de 30 m d'épaisseur, renfermant des lentilles silteuses. La largeur de la dune est de 1 750 m, et le substratum éocène imperméable est constitué par la formation de Courtrai et le groupe d'Ypres.

Les eaux brutes de recharge sont composés d'effluents de station de traitement des eaux usées (STEU) ayant subi un traitement par boues activées. Ces eaux sont ensuite traitées par microfiltration puis par osmose inverse pour 90 % du flux, et par UV pour les 10 % restant.

Le dispositif de filtration sur dune utilise les 20 m de zone non saturée qui surmontent la nappe. Il consiste en deux bassins interconnectés. L'eau est repompée après mélange avec l'écoulement naturel de la nappe par une batterie de 163 puits crépinés entre 6 et 10 m de profondeur et entre 12 et 16 m pour les derniers mis en service. Chaque année, $2,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ sont ainsi exploités.

L'écoulement naturel de la nappe présente une concentration en total des solides dissous (TDS) de 800 à 900 mg.L^{-1} . Lorsque l'eau infiltrée est composée de 90 % d'eau osmosée et de 10 % d'eau microfiltrée, elle a un TDS de 100 mg.L^{-1} , et lorsque la totalité de l'eau utilisée provient de l'osmose inverse et elle a un TDS de 50 mg.L^{-1} (Vandenbohede *et al.*, 2008a).

Le suivi du fonctionnement de l'installation est réalisé à partir de mesures géophysiques électromagnétiques, la poche d'eau infiltrée étant en effet plus résistante que l'eau saumâtre de la nappe. Un traçage artificiel, ainsi que la modélisation couplée du transfert d'eau et du transport par le code MOCDENS3D montrent que 50 % des eaux ont un âge apparent de moins de 5 ans. Le temps de séjour de l'eau infiltrée vers les puits est compris entre 30 jours et 5 ans, selon la complexité des parcours.

Les isotopes du bore ont permis de montrer que la recharge artificielle, dont la part ne dépasse pas 4 % dans l'écoulement total de la nappe, n'affecte que la nappe libre, et seulement entre les bassins et les puits de pompage.

La composition chimique de l'eau prélevée après recharge est relativement stable. Avant mise en distribution, l'eau extraite subit un traitement de potabilisation comprenant une chloration, une aération, une filtration rapide sur sable, puis un traitement UV (Levantesi *et al.*, 2010).

3.3.2.4.2 Italie - Péninsule de Salento – Nardò

Nardò est une ville d'environ 30 000 habitants située dans la péninsule de Salento, en Italie. La moyenne annuelle des précipitations est de 500 à 550 mm. L'aquifère de Nardò se situe à environ 8 km de la côte de la Mer Ionienne. Cet aquifère est rechargé artificiellement depuis 1991 avec des eaux usées traitées afin de stocker ces eaux en vue de leur utilisation saisonnière pour l'irrigation et la lutte contre l'intrusion marine. La recharge artificielle se fait par injection dans une doline, située dans une région karstique.

Les eaux usées sont traitées par boues activées et chloration avant d'être acheminées par un canal ouvert (canal Asso, 140 à 200 L.s^{-1}) jusqu'au point de recharge par une doline. Le débit de recharge est de $12\,000$ à $17\,000 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$, soit environ $4,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$. L'eau est recaptée à 500 m de la doline après un temps de séjour approximatif de 6 jours (Levantesi *et al.*, 2010).

L'aquifère se compose principalement de dépôts quaternaires de grès (Calcareniti di Gallipoli) d'une épaisseur variant de 5 à 7 m, d'une formation calcaire du Crétacé supérieur (Calcarea di Altamura) d'une épaisseur moyenne de 30 m avec des lentilles de terra rossa et de sable limoneux, enfin les dépôts sous-jacents sont principalement du calcaire et de la dolomie. Les formations calcaires sont nettement fracturées et très perméables. À proximité de la doline, la nappe se situe à environ 32 m de profondeur. L'eau douce flotte sur l'eau salée provenant de la Mer Ionienne. Les fractures sont interconnectées et partiellement remplies de terra rossa. L'eau souterraine s'écoule selon des trajets préférentiels au sein de l'aquifère sous un niveau piézométrique d'environ 3 m au-dessus du niveau moyen de la mer. Les écoulements préférentiels se font surtout horizontalement. Les sédiments du Pléistocène gréseux sont également fracturés mais les fractures interconnectées sont orientées suivant la stratification (Masciopinto, 2006).

L'aquifère est suivi à l'aide d'un réseau de 30 puits situés à différentes distances de la doline (Masciopinto et Carrieri, 2002).

3.3.3 Projets de recherche sur la recharge artificielle de nappes soutenus par l'Union européenne (UE)

■ **Projet RECLAIM WATER, 2005 - 2008 : Water reclamation technologies for safe artificial groundwater recharge**

Le projet RECLAIM WATER intitulé « Technologies de recyclage des eaux pour une recharge artificielle de nappes d'eau souterraine sûre » s'est déroulé de 2005 à 2008.

Ce projet avait pour objectif de développer des technologies pour la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine permettant de diminuer les risques et rentables économiquement. Pour cela, le comportement de contaminants microbiologiques et chimiques pertinents a été évalué lors de différents traitements et de leurs applications pour la recharge de nappes.

En plus de partenaires européens, ce projet a impliqué des équipes chinoise et australienne (CORDIS, 2009).

■ **Projet GABARDINE, 2005 - 2009 : Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management**

Le projet GABARDINE intitulé « Recharge artificielle de nappes d'eau souterraine à partir de sources alternatives d'eau : technologies intégrées de pointe et gestion » s'est déroulé de 2005 à 2009.

L'objectif de ce projet est d'identifier des ressources en eau alternatives et d'étudier la faisabilité environnementale et économique de leur utilisation pour la recharge artificielle de nappes. Le projet structuré en modules pour aborder toutes les questions liées à la problématique :

- précipitations ;
- bilans de recharge et d'eau ;
- identification des ressources en eau alternatives potentielles, et technologies pour leur utilisation ;
- développement d'outils pour la gestion des ressources en eaux souterraines dans les conditions de recharge artificielle ;
- évaluation de la vulnérabilité de l'aquifère ;
- caractérisation de la zone non saturée ;
- effets de mélange.

Quatre sites ont été sélectionnés pour l'application pratique de l'approche (CORDIS, 2010)

■ **Projet DEMEAU, 2012 - 2015 : Demonstration of promising technologies to address emerging pollutants in water and waste water**

Le projet DEMEAU intitulé « Recharge artificielle de nappes d'eau souterraine à partir de sources alternatives d'eau : technologies intégrées de pointe et gestion » s'est déroulé de 2005 à 2009.

Le projet DEMEAU vise à compiler les connaissances, expériences et pratiques issues des travaux de recherche précédents financés par l'UE dans le domaine de l'eau pour faire face aux contaminants émergents. Le projet aborde quatre volets dont l'un consacré à la recharge artificielle de nappes (CORDIS, 2015a).

■ **Projet MARSOL, 2013 - 2016 : Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought**

Le projet MARSOL intitulé « Démonstration que la recharge artificielle de nappes est une solution à la pénurie d'eau et la sécheresse » a débuté en 2013 et doit se poursuivre jusqu'en 2016.

L'objectif principal du projet MARSOL est de démontrer que la recharge artificielle de nappes est une stratégie rationnelle, sûre et durable qui peut être appliquée avec une grande confiance pour lutter contre la pénurie d'eau en Europe du Sud. Pour cela, huit sites d'étude ont été sélectionnés, utilisant diverses ressources en eau, allant de l'eau usée traitée à l'eau de mer dessalée, et une variété de solutions techniques. Ces projets visent à augmenter la disponibilité des ressources en eau en milieu rural ou urbain, et à lutter contre les polluants agricoles ou l'intrusion d'eau de mer dans les aquifères côtiers. Les résultats des sites de démonstration doivent être utilisés pour élaborer des lignes directrices portant sur les aspects techniques (dont sélection des sites, modélisation) et sur les stratégies de surveillance et proposant une approche globale et un état de l'art sur le sujet. En outre, les aspects économiques et juridiques de la recharge artificielle de nappes doivent être analysés. Le consortium MARSOL regroupe des consultants, des fournisseurs d'eau, des institutions de recherche et des pouvoirs publics (CORDIS, 2015b).

■ **Projets de recherche financés par le WATER-JPI (Joint Programming Initiative)**

L'appel à projets européens WATER-JPI lancé en 2013 portait sur les polluants émergents dans l'eau. Sept projets ont été retenus et bien qu'aucun ne porte spécifiquement sur la recharge artificielle de nappes, certains pourront aboutir à la production de nouvelles données qui apporteront des éléments pour la recharge artificielle de nappes.

Le projet **FRAME** porte sur la meilleure compréhension des phénomènes de transfert des polluants émergents lors de l'infiltration d'eaux usées traitées vers les nappes. Le devenir des polluants organiques, l'amélioration des traitements préalables à l'infiltration et la modélisation du transfert dans les sols sont les trois grands volets de ce projet.

Le projet **MOTREM** porte sur l'amélioration des procédés de traitement des eaux usées en vue de leur réutilisation et l'identification de traceurs de l'efficacité de traitement parmi les composés émergents les plus récalcitrants.

Le projet **PROMOTE** a pour objectif d'identifier les composés très polaires et persistants retrouvés dans l'eau destinée à l'alimentation en eau potable et d'en identifier les sources et les traitements envisageables.

Le projet **PERSIST** vise à une meilleure compréhension des sources et des phénomènes de transfert régissant le devenir des polluants émergents dans le continuum eau de surface / eau souterraine, s'appuyant sur des expérimentations en laboratoire et deux sites expérimentaux (France / Espagne). Les contributions des transports réactifs et non réactifs seront évaluées.

3.4 Conclusions

La recharge artificielle de nappe est particulièrement développée dans les pays connaissant un fort stress hydrique tels que l'Australie, les États-Unis d'Amérique, Israël ou l'Afrique du Sud. Par conséquent, ces pays disposent souvent d'un encadrement de cette pratique qui repose sur les principes de préservation de la qualité de l'eau de la nappe rechargée, de l'absence après prélèvement de traitement supplémentaire pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée et de la durabilité du système. Les pays qui autorisent la recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées encadrent ces pratiques au cas par cas et pour une durée déterminée, des normes d'infiltration constituant une partie de l'autorisation.

La Figure 5 présente un schéma des principales pratiques de recharge artificielle de nappes dans le monde. Elles peuvent différer selon les pays et l'importance du stress hydrique, ainsi :

- les eaux pluviales ne sont utilisées comme eaux brutes pour la recharge quasiment qu'en Australie ;
- les eaux de surface ne sont utilisées comme eaux brutes pour la recharge quasiment qu'en Europe ;
- la recharge par injection est privilégiée dans les pays à stress hydrique élevé ;
- l'objectif de la recharge artificielle de nappe est majoritairement quantitatif dans les pays à fort stress hydrique alors qu'il est plus qualitatif dans les autres cas ;
- les eaux brutes pour la recharge subissent généralement un traitement spécifique avant la recharge.

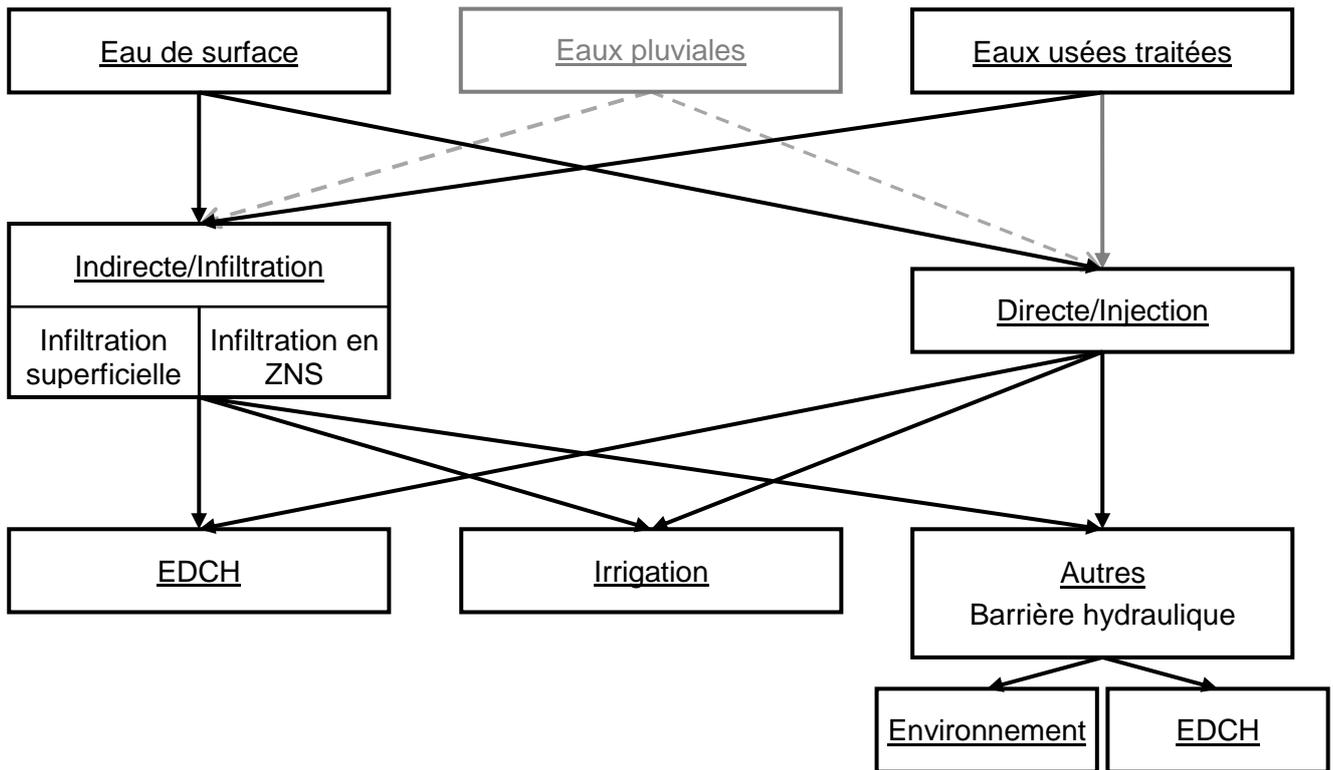


Figure 5. Pratiques de la recharge artificielle de nappes dans le monde (ZNS = zone non saturée, EDCH = eau destinée à la consommation humaine).

4 Opportunité de la recharge artificielle de nappes en France

Ce chapitre dresse une image de la situation française par rapport à la recharge artificielle de nappes en termes de secteurs favorables à la recharge, de réglementation et d'expériences déjà mises en œuvre.

En France, le cadre général de la politique de l'eau est fixé par la transposition de la DCE qui définit un cadre juridique au niveau européen, dans lequel chaque État membre s'engage dans un processus de protection et de reconquête de la qualité des eaux et des milieux aquatiques. Elle impose une politique de résultats afin de prévenir la détérioration de l'état des ressources en eaux, de rétablir leur bon état, de réduire la pollution des eaux de surface due aux substances prioritaires, et de supprimer progressivement les rejets de substances dangereuses prioritaires, d'inverser toute tendance à la hausse de la concentration des polluants dans les eaux souterraines.

En France, la DCE est mise en œuvre par l'intermédiaire des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et des programmes de mesures qui les accompagnent. Ils sont révisés tous les six ans à l'échelle de 12 grands bassins, gérés en métropole par les agences de l'eau et par les offices de l'eau dans les DOM. Un bilan de la mise en œuvre de la DCE, établi tous les six ans, permet de réajuster si nécessaire les orientations prévues dans les SDAGE et de compléter les programmes de mesures. Pour répondre aux objectifs de la DCE, les milieux aquatiques ont été découpés en « masses d'eau » qui sont les unités de gestion et d'évaluation. Chaque SDAGE se décline en orientations fondamentales dont au moins deux sont applicables à la recharge artificielle de nappes :

- Non dégradation des milieux aquatiques ;
- atteinte de l'équilibre quantitatif en améliorant le partage de la ressource en eau.

La France compte 646 masses d'eau souterraine en 2013 lors du dernier rapportage de leur état à l'Europe. Ce chiffre évolue en fonction des révisions et mise à jour des limites des systèmes aquifères. En 2016, la France comptera 645 masses d'eau souterraine dont 598 en métropole et 47 dans les territoires d'outre-mer. L'état des masses d'eau souterraines est le résultat conjoint de leur état chimique et de leur état quantitatif : il est « bon » si ces deux états sont bons. L'état chimique des eaux souterraines est « bon » lorsque les concentrations en polluants ne dépassent pas les normes de qualité fixées pour les nappes, qu'elles n'entravent pas l'obtention du bon état des eaux de surface et des écosystèmes associés et que leur évolution ne compromettent pas l'atteinte d'objectifs environnementaux aux échéances 2021 et 2027. L'état quantitatif des eaux souterraines est « bon » quand les volumes d'eau prélevés ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource et préserve l'alimentation des écosystèmes de surface (SOeS, 2014a; Eaufrance, 2015).

En 2013, en France, 90,4 % des masses d'eau souterraines sont en bon état quantitatif et 9,6 % sont en état médiocre. 67 % de ces masses d'eau souterraines sont en bon état chimique alors que 32,8 % sont en état médiocre et 0,2 % en état indéterminé (Eaufrance, 2015).

4.1 Secteurs favorables du territoire français

4.1.1 Ressource en eau en France

4.1.1.1 Les eaux de surface

Les eaux de surface comprennent les eaux courantes (cours d'eau : rivières, canaux) et les eaux stagnantes ou plans d'eau (lacs, retenues de barrage, étangs, etc.). Les cours d'eau d'une longueur supérieure à 1 km représentent, en France métropolitaine, un linéaire de 525 000 km. Les trois-quarts sont de petits ou très petits cours d'eau. Outre les zones humides, les eaux stagnantes sont constituées d'étangs et de lacs naturels ainsi que des retenues de barrages. On

trouve également des étangs d'eau saumâtre, en relation directe ou non avec la mer. Il existe un peu plus de 34 000 plans d'eau douce, dont 559 ont une superficie supérieure à 50 ha (SOeS, 2014d).

4.1.1.2 Les eaux souterraines

Les deux tiers du territoire métropolitain sont pourvus de nappes ou de réseaux d'eau souterraine, libres ou captifs, contenus dans plusieurs centaines d'aquifères individualisés. On distingue environ deux cents aquifères d'importance régionale, d'une superficie supérieure à 100 km², dont 175 aquifères à nappe libre, monocouche ou multicouche, souvent limités par les cours d'eau majeurs qui les traversent, dont (MEDDE *et al.*, 2012a) :

- 15 grands aquifères alluviaux,
- 40 aquifères karstiques,
- 20 aquifères multicouches (au moins en partie),
- 25 aquifères profonds, à nappe captive, reliés pour la plupart à l'un des précédents.

Parallèlement, dans le cadre de la DCE, 645 masses d'eau souterraine ont été délimitées : 598 en métropole et 47 dans les DOM. Ces entités de référence regroupent le plus souvent plusieurs aquifères libres et/ou captifs, et ce, sur différents niveaux de profondeur.

La Figure 6 présente l'état quantitatif des eaux souterraines en France en 2010 et 2013. La situation est stable, avec un pourcentage de masses d'eau en phase d'amélioration (2 %) égal à celui des masses d'eau en dégradation. Les masses d'eau en mauvais état quantitatif sont principalement situées dans le Sud-Ouest et le centre de la Métropole, le pourtour méditerranéen, ainsi que sur les îles de la Réunion et de Mayotte. Les raisons invoquées sont principalement une surexploitation de la ressource au regard de la recharge des nappes, mais aussi des intrusions salines (Réunion, pourtour méditerranéen). En 2013, le bassin Adour-Garonne a modifié sa méthode d'évaluation : les masses d'eau pour lesquelles aucune preuve de dégradation n'existe sont désormais classées en bon état, ce qui a des conséquences sur les résultats présentés. En 2010, pour l'état qualitatif des eaux souterraines, la France se situait en 14^{ème} position des pays européens, juste au-dessus de la moyenne européenne de 86,5 % de masses d'eau en bon état quantitatif (EauFrance, 2015).

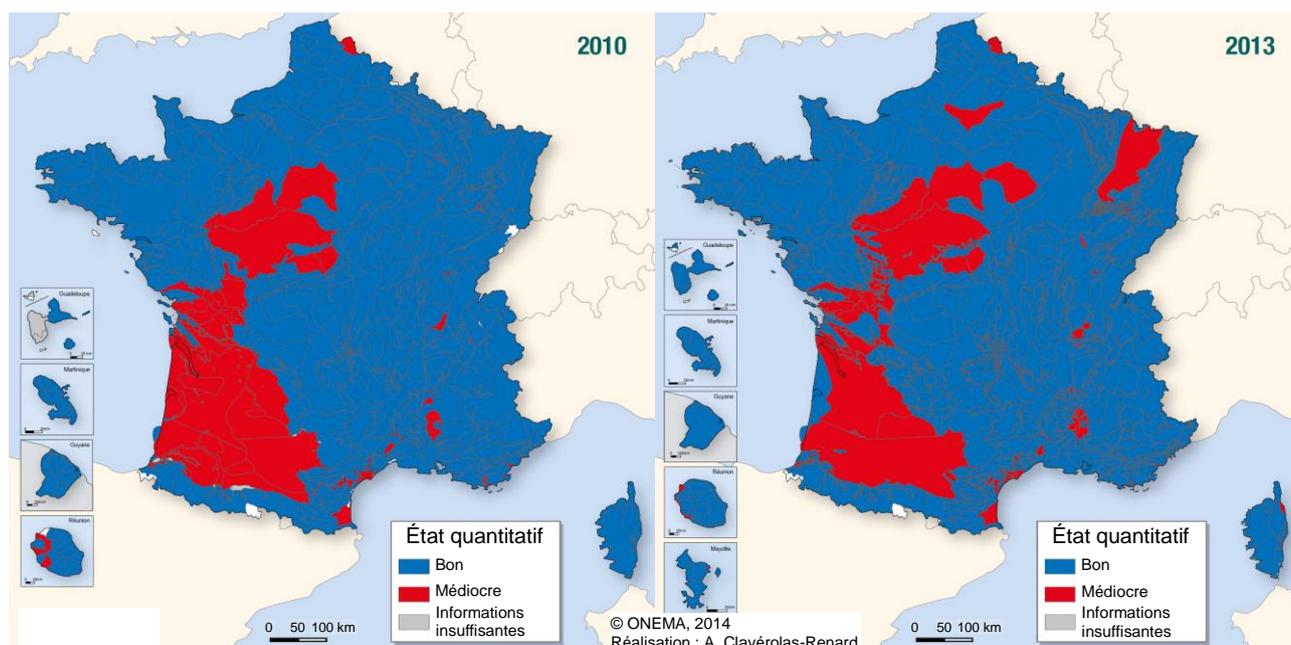


Figure 6. État quantitatif des eaux souterraines en 2010 et 2013 (EauFrance, 2015).

4.1.1.3 La pluie efficace et la recharge des aquifères

En France métropolitaine, le volume moyen annuel des précipitations, établi sur le principe des normales climatologiques sur la période 1981-2010, est évalué à 501.10^9 m^3 , soit une hauteur d'eau moyenne d'environ 911 mm, qui varie en fonction des régions de moins de 600 mm (côte méditerranéenne, Beauce) à plus de 2 000 mm (Mont-Aigoual). Sur ce volume, on estime que 321.10^9 m^3 rejoignent l'atmosphère par évapotranspiration. Seulement 180.10^9 m^3 de pluies efficaces en moyenne alimentent donc réellement les ressources en eau.

Les quantités de pluie efficace sont très variables d'une année à l'autre et elles ne se répartissent pas uniformément sur le territoire. L'année 2011 a été marquée par des précipitations assez faibles, en particulier dans le Sud-Ouest alors que la situation en 2012 était plus favorable, sauf pour le pourtour méditerranéen (SOeS, 2014c). Les massifs montagneux, la Bretagne et la Corse bénéficient de pluies plus importantes. Le total moyen annuel de jours avec des hauteurs de précipitations supérieures à 1 mm sur la France s'échelonne de moins de 70 jours sur la côte méditerranéenne à plus de 150 jours en Bretagne (MEDDE *et al.*, 2012c).

À partir du degré de perméabilité du sous-sol (exprimé par l'indice de développement et de persistance des réseaux) et la carte des pluies efficaces, le MEDDE *et al.* (2012a) a établi une carte d'évaluation de la recharge des aquifères (Figure 7). Hormis quelques bassins où les résultats fournissent une recharge naturelle proche voire supérieure à celle produite par la pluie efficace, et dont les valeurs peuvent être considérées comme légèrement surestimées, la recharge naturelle ainsi obtenue varie entre 20 % (Durance) et 90 % de recharge obtenue par la pluie efficace avec une valeur moyenne comprise entre 55 et 60 %. En valeur absolue, la recharge naturelle varie de 88 mm (Durance) ou 98 mm (Seine) à 600 mm (Pays Basque) voire 724 mm (Ain) autour d'une valeur moyenne d'environ 230 mm (Leyre, Cotentin, etc.). La recharge des aquifères profonds exploités d'Aquitaine est quant à elle, évaluée entre 18 et 40 mm.

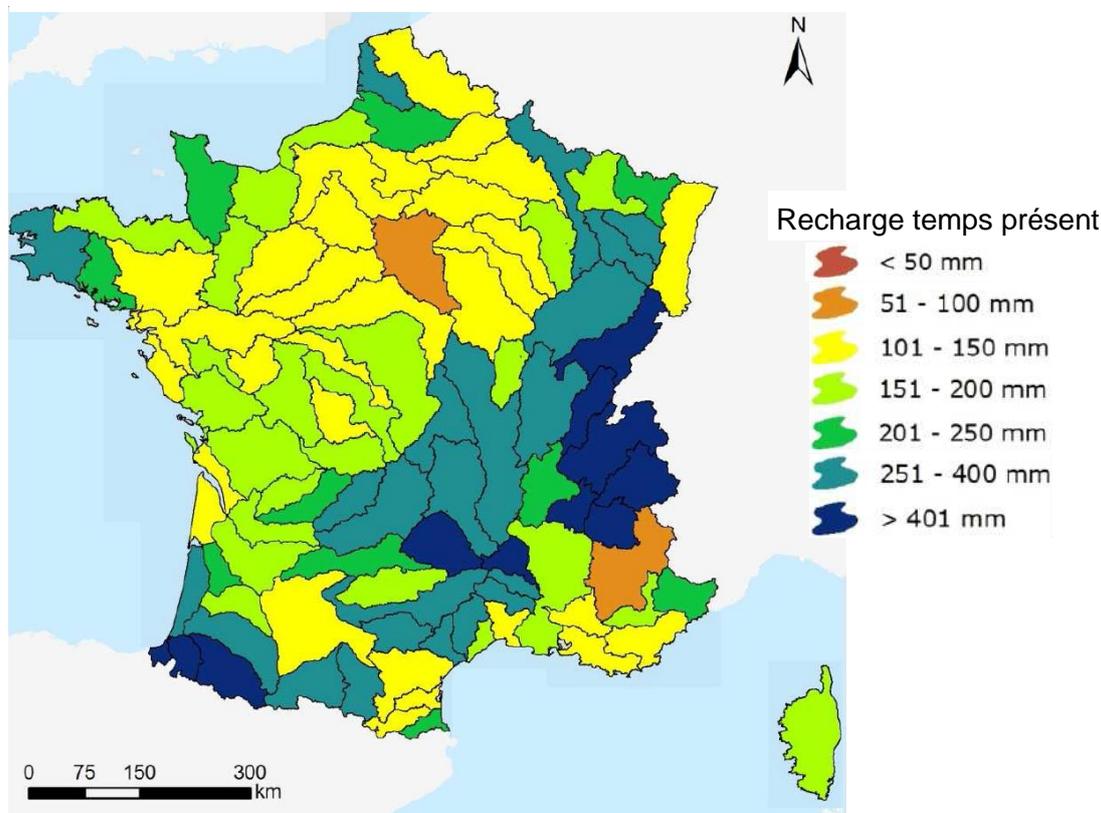


Figure 7. Carte de la recharge pour les bassins versants Explore (MEDDE *et al.*, 2012a).

4.1.2 Usages de l'eau en France

En 2011, $28,3 \cdot 10^9$ m³ d'eau douce (superficielle et souterraine) ont été prélevés en France métropolitaine pour satisfaire les principaux usages (SOeS, 2014e). La répartition des volumes prélevés est très variable selon les usages :

- la production d'énergie est le secteur qui prélève les plus grandes quantités d'eau (60 % des volumes prélevés en 2011) mais la plus grande partie de cette eau, prise en rivière, y est restituée après utilisation (restitution estimée à 93 %) ;
- les prélèvements pour l'irrigation des cultures représentent 11 % des volumes d'eau prélevés, ces prélèvements ont lieu pour l'essentiel entre avril et septembre, au moment où le niveau des cours d'eau est le plus bas ;
- la production d'EDCH représente 19 % du total des volumes prélevés ;
- les industries et autres usages économiques prélèvent, chaque année, 9 à 10 % des volumes totaux.

Seule une petite partie de l'eau prélevée est perdue pour le cycle de l'eau localement. Toutefois, l'eau ne retourne pas automatiquement dans l'aquifère dans lequel elle a été prélevée et sa qualité peut avoir été modifiée, et ce différemment selon ses usages.

Les eaux souterraines sont essentiellement sollicitées pour la production d'EDCH : 67 % des volumes prélevés pour l'alimentation en EDCH proviennent d'eaux souterraines (Figure 8). Pour le secteur industriel (hors énergie), comme pour le secteur agricole, la proportion d'eau prélevée en eaux souterraines est de l'ordre de 40 %.

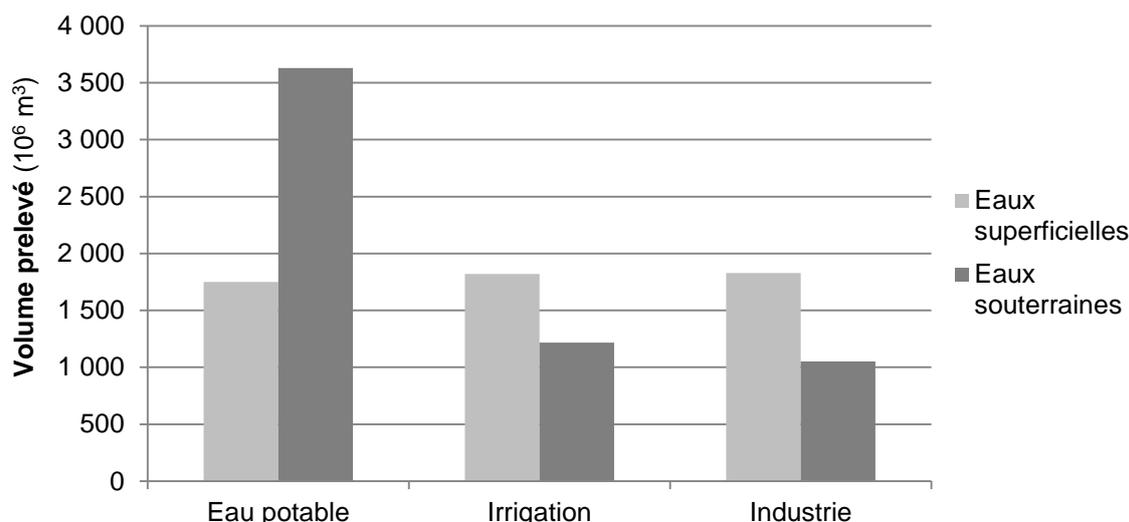


Figure 8. Répartition des volumes d'eau prélevés par usage et par ressource en 2011 en France métropolitaine hors prélèvements en mer et en eau saumâtre, hors énergie, hydroélectricité et alimentation de canaux (SOeS, 2014e).

Les prélèvements pour la production d'eau potable, incluent, en plus des ménages, toutes les activités raccordées au réseau de distribution publique dont des activités industrielles, artisanales, administratives, ou de service. Les prélèvements sont plus importants dans les régions les plus peuplées et à fort potentiel touristique (Ile de France, PACA, Rhône-Alpes - Figure 9). Le volume prélevé par habitant suit un gradient croissant nord/sud.

Les prélèvements d'eau pour l'agriculture sont en très large majorité destinés à l'irrigation. Les agriculteurs sollicitent directement la ressource en pompant dans un cours d'eau ou dans une nappe. Certains de ces prélèvements alimentent toutefois des élevages. Ces volumes varient en fonction de l'importance des activités agricoles, de la nature des cultures, du climat et du mode d'irrigation. Ainsi, en 2011, les volumes les plus élevés sont mobilisés en premier lieu dans les quatre régions du Sud de la France, puis en Rhône-Alpes, Centre, Pays-de-la-Loire et Poitou-Charentes. En Picardie et en Alsace, où l'activité agricole reste assez forte, la nature des cultures

et les conditions climatiques rendent les besoins en eau moins importants. La région PACA prélève les plus forts volumes d'eau par hectare de surface irriguée, liés à une pratique de l'irrigation gravitaire plus développée que dans le reste de l'Hexagone (Figure 9).

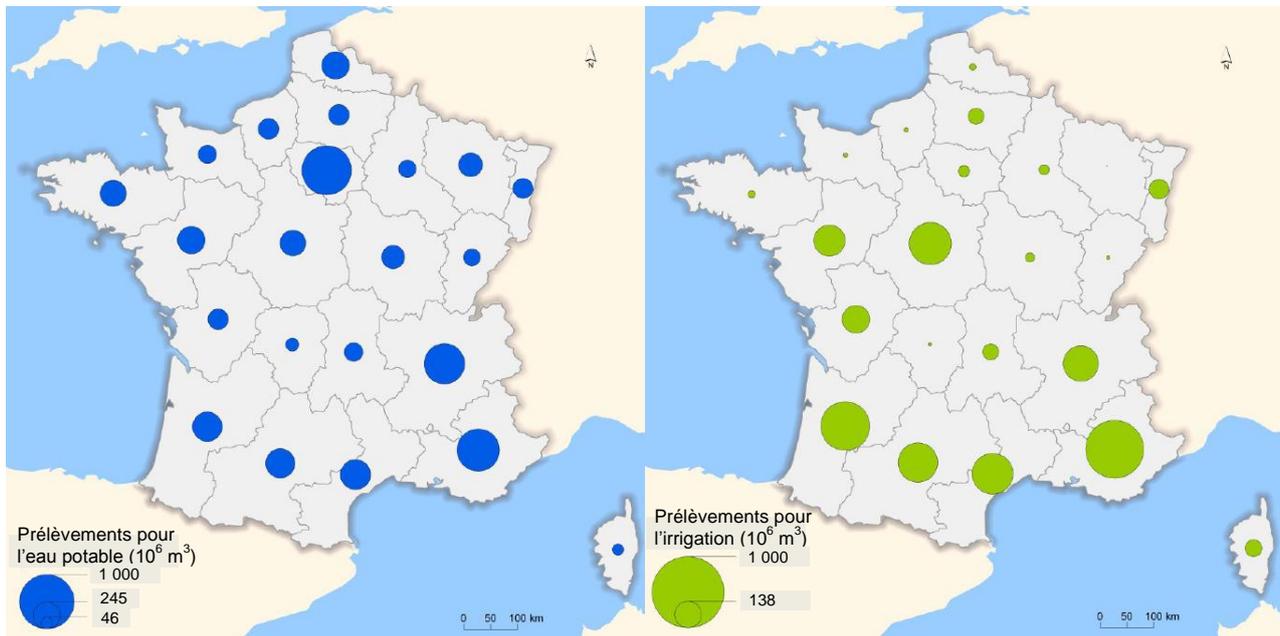


Figure 9. Prélèvements d'eaux (souterraines et de surface) pour l'approvisionnement en eau potable (à gauche) et pour l'irrigation (à droite) par région (à cette date) en France en 2011 (SOeS, 2014e).

4.1.3 Projection de l'évolution des ressources en eaux d'après le projet Explore 2070

Le projet Explore 2070, porté par la direction de l'eau et de la biodiversité du MEDDE avec la participation de l'ONEMA, du CETMEF, des agences de l'eau, des DREAL de bassin, du CGDD, de la DGEC et de la DGPR, s'est déroulé de juin 2010 à octobre 2012. Il avait pour objectif :

- de connaître les impacts du changement climatique sur les milieux aquatiques et la ressource en eau à échéance 2070, pour anticiper les principaux défis à relever et hiérarchiser les risques encourus. Cet objectif a été décliné autour de cinq thématiques : l'hydrologie de surface, l'hydrologie souterraine, les écosystèmes aquatiques, le littoral et la prospective ;
- d'élaborer et d'évaluer des stratégies d'adaptation dans le domaine de l'eau en déterminant les mesures d'adaptation les plus appropriées pour répondre aux défis identifiés, tout en minimisant les risques encourus.

Les modèles utilisés pour simuler les évolutions possibles (dont hydrologiques, hydrodynamiques et climatiques globaux) ont été alimentés par différents scénarios tendanciels dont :

- un scénario médian d'émission de gaz à effet de serre : le scénario A1B du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) ;
- un scénario de remontée du niveau marin : l'élévation du niveau marin serait de l'ordre de 25 cm en 2050 et de 45 cm en 2070 par rapport aux niveaux de 2010 ;
- deux scénarios d'évolution anthropique (démographiques et socio-économiques) fondés sur des hypothèses contrastées au regard des niveaux de densification de l'urbanisation.

Les résultats d'Explore 2070 s'accordent sur les futures évolutions possibles suivantes (MEDDE *et al.*, 2012a; MEDDE *et al.*, 2012b) :

- une baisse globale du débit de surface moyen annuel sur toute la métropole, à l'exception des affluents rive droite du bas Rhône, pour lesquels les différentes projections font l'objet de désaccord ;
- la cause prépondérante de cette baisse est l'augmentation significative de l'évapotranspiration potentielle, simulée sur tout le territoire par l'ensemble des modèles climatiques. Cette augmentation, couplée à une baisse des cumuls de précipitations annuelles sur la majeure partie du territoire, induit une augmentation de l'aridité des bassins versants ;
- pour une majorité de points, le débit de surface moyen annuel pourrait baisser de l'ordre de 10 à 40 % ;
- La diminution sensible probable des ressources en eaux souterraines en France à l'horizon 2070. Les scénarios climatiques optimistes montrent, suivant les bassins versants, une variation de la ressource comprise entre + 10 et - 30 % et les scénarios pessimistes entre - 20 et - 55 % autour d'une valeur moyenne variant entre 0 et - 50 % ;
- Toutes les modélisations réalisées montrent une baisse du niveau moyen mensuel des nappes liée à la baisse de la recharge. Cette baisse serait très limitée au droit des plaines alluviales (grâce à l'alimentation des cours d'eau) mais pourrait atteindre 10 m sur les plateaux ou contreforts des bassins sédimentaires. Cette diminution entraînerait une baisse du même ordre de grandeur des débits d'étiage des cours d'eau et une augmentation de la durée des assècs ;
- la surélévation du niveau marin et une forte demande estivale en zone littorale risquent de générer une remontée du biseau salé qui pourrait mettre en danger la qualité des eaux dans les estuaires, les zones de marais et les aquifères côtiers, notamment sur le pourtour méditerranéen entre Marseille et l'Espagne.

Le projet Explore 2070 conclut sur la nécessité de réaliser des économies d'eau et d'envisager de mieux répartir les prélèvements dans l'espace et dans le temps. Les résultats de ce projet indiquent de fortes disparités entre les différents bassins versants du territoire français.

4.1.4 Nature des terrains en France et faisabilité technique de la recharge de nappes

La recharge artificielle ne peut s'envisager que s'il existe une couche dont la porosité permet de stocker un volume d'eau intéressant pour constituer un réservoir (aquifère) et si le milieu est suffisamment perméable pour permettre à l'eau de s'écouler plus ou moins horizontalement vers le point de récupération. Quantitativement, on ne peut envisager une recharge artificielle que si elle répond à un besoin d'exploitation, c'est-à-dire si elle permet de suppléer l'insuffisance (permanente ou saisonnière) de la ressource devant les besoins en eau. Qualitativement, la recharge artificielle se justifie seulement si elle permet de préserver une qualité d'eau menacée par l'exploitation, par exemple dans le cas d'un biseau salé déplacé dans la nappe par les pompages. L'aquifère rechargé doit donc avoir un volume compatible avec l'exploitation que l'on souhaite y effectuer.

Si l'aquifère est captif, la seule solution technique envisageable est l'injection directe par forage dans la zone saturée. En revanche, si la nappe est libre, on peut injecter l'eau dans la zone saturée et/ou dans la zone non saturée, ou bien l'infiltrer par bassins en surface.

4.1.4.1 Recharge par infiltration

La recharge naturelle des aquifères par la pluie se fait lentement et avec des lames d'eau modestes au regard de celles infiltrées artificiellement. Aussi, la recharge artificielle par infiltration (par bassins ou puits dans la ZNS) requiert une nature de terrain adaptée. Le terrain constituant le réservoir de la nappe doit présenter une perméabilité suffisante pour permettre à l'eau de recharge de s'infiltrer verticalement jusqu'à la nappe. Tant que l'épaisseur de la zone non saturée ne

compromet pas la destination de l'eau de recharge vers la nappe (couches imperméables intercalées), elle ne limite pas le recours à la recharge par infiltration.

Les roches perméables en surface et dans lesquelles le temps de transit des eaux du sol vers la nappe se fait à une échelle plurimensuelle se prêtent particulièrement à la recharge par infiltration. Il en est ainsi des alluvions des cours d'eau (Alsace, Rhône, Seine, Somme, Loire, Allier, Garonne, Adour, etc.) et des autres terrains graveleux, sableux (Bresse, basse vallée du Rhône, Astien languedocien), des cônes de déjection (Bièvre-Valloire, Crau), des terrasses d'alluvions anciennes, des formations détritiques consolidées (grès vosgien), etc.

Les aquifères volcaniques (Auvergne, Mézenc, Vivarais, Devès, Coirons, etc.) présentent deux configurations lithologiques : les scories et pouzzolanes accumulées en couches ont des propriétés semblables aux roches détritiques sédimentaires (temps de transit plurimensuel), alors que les coulées massives sont des milieux hétérogènes avec des perméabilités élevées entre les coulées et dans les fractures. Seules la première configuration présente un intérêt pour la réalimentation de nappes.

Les aquifères carbonatés (Craie de Normandie, calcaires, etc.) présentent souvent des phénomènes de dissolution (karstification), auxquels est associée une forte perméabilité. Les temps de transfert dans ces aquifères sont donc plus courts.

Les roches siliceuses cristallines ou métamorphiques fracturées, qui constituent des aquifères discontinus, sont peu propices à la recharge artificielle à cause de leur faible perméabilité et de l'existence en couverture d'altérites souvent argileuses. Il en est de même des couches argileuses des zones sédimentaires (Bresse, Limagnes, Aude, Aquitaine).

4.1.4.2 Recharge par injection

Les principaux intérêts de la recharge artificielle par injection directe sont la faible emprise foncière des forages et la possibilité de recharger des nappes captives ou semi-captives. Toutefois, la plupart des grandes agglomérations françaises qui sont alimentées par de l'eau souterraine le sont à partir de nappes libres situées dans des alluvions ou des formations massives calcaires, plus ou moins karstiques.

4.1.4.3 Cas des départements d'outremer (DOM)

Bien que recevant des pluies abondantes, au moins en saison humide en raison de leur latitude, les départements français d'outremer peuvent connaître des difficultés en matière d'approvisionnement en eau de la population, en particulier en période d'étiage (ou pendant la saison sèche). Ces difficultés tirent leur origine de la nature des terrains, généralement volcaniques, peu aptes à l'accumulation de l'eau.

Les îles des Antilles et de l'Océan Indien sont constituées par des volcans basaltiques dont les émissions correspondent à des coulées massives mais aussi parfois à des émissions scoriacées. Lorsque les roches sont jeunes, les fissures et discontinuités entre les coulées, mais aussi la grande porosité des niveaux de scories, sont défavorables à la rétention d'eau souterraine. En s'altérant, les roches peuvent perdre une partie de leur porosité et conduire à la formation d'aquifères. Cependant ceux-ci sont généralement d'extension limitée et très compartimentés. L'altération poussée des roches peut aussi conduire à la formation d'allophanes imperméables, dont l'existence est soulignée sur le terrain par des lignes de sources.

Au final, les seuls secteurs favorables qui recèlent des nappes pouvant faire l'objet d'une réalimentation correspondent aux formations volcano-sédimentaires au pied des massifs. Celles-ci sont dans le cas des départements français d'outremer très peu étendues. Le secteur de la Possession sur l'île de la Réunion est un exemple de ce type de terrain.

Le cas de la Guyane est différent car ce département se situe sur un craton granitique qui a connu une altération et une érosion intenses. Les fissures du socle sont alors colmatées par des argiles et les formations sédimentaires qui en dérivent, bordant au nord le littoral de l'Atlantique, correspondent à des séries argilo-sableuses extrêmement peu perméables. La réalimentation de nappes apparaît alors inenvisageable dans ce département.

4.2 Cadre réglementaire en France

4.2.1 Réglementation relative à la qualité des eaux souterraines

La Directive 2006/118/CE⁴ du 12 décembre 2006 modifiée⁵ vise à protéger les eaux souterraines de tout type de pollution ou de détérioration. Elle complète la Directive cadre sur l'eau 2000/60/CE⁶ du 23 octobre 2000 modifiée⁷ qui définit déjà un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique et fixe des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux souterraines. La Directive 2006/118/CE est composée de trois grands axes :

- la définition du bon état chimique des eaux souterraines (articles 3 et 4) ;
- l'identification des tendances à la hausse significatives et durables et la définition des points de départ des inversions de tendance (article 5) ;
- les mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines (article 6).

En droit français, les articles 3, 4 et 5 sont transposés dans l'arrêté du 17 décembre 2008 modifié⁸, établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines et l'article 6 dans l'arrêté du 17 juillet 2009 modifié⁹, relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

L'arrêté du 17 décembre 2008 modifié définit le bon état chimique des eaux souterraines comme suit : « Une masse d'eau ou un groupe de masses d'eau souterraine est considéré comme étant en bon état chimique lorsque les paramètres suivis par le programme de surveillance ne dépassent en aucun point de cette masse ou de ce groupe de masses d'eau souterraine les normes de qualité et les valeurs seuils pertinentes ». De plus, « En application de l'article R. 212-12 du code de l'environnement, afin de réduire progressivement la pollution des eaux souterraines et prévenir la détérioration de l'état de celles-ci, des critères pour l'identification et l'inversion des tendances à la hausse significatives et durables et des modes d'action sont déterminés. »

Les paramètres servant à l'évaluation sont fixés au niveau européen, au niveau national et au niveau local. « Après avis du comité de bassin, le préfet coordonnateur de bassin fixe des valeurs seuils pour les polluants et indicateurs de pollution listés [dans l'arrêté] et pour tout autre paramètre ». Le Tableau V présente les valeurs seuils minimales à respecter, toutefois, « le préfet coordonnateur de bassin peut établir des normes de qualité plus strictes ». La circulaire du 23

⁴ Directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

⁵ Directive 2014/80/UE du 20 juin 2014 modifiant l'annexe II de la directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

⁶ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

⁷ Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE et Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.

⁸ Arrêté du 2 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

⁹ Arrêté du 23 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

octobre 2012 relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 précise les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines.

Tableau V. Valeurs seuils minimales à respecter dans les eaux souterraines prescrites par l'arrêté du 17 décembre 2008 modifié.

| Paramètres | Valeurs seuils |
|--|---|
| Paramètres dont les valeurs seuils sont définies au niveau européen | |
| Nitrates | 50 mg.L ⁻¹ |
| Substances actives des pesticides, ainsi que les métabolites et produits de dégradation et de réaction pertinents ⁽¹⁾ | 0,1 µg.L ⁻¹ 0,5 µg.L ⁻¹ (total) ⁽²⁾ |
| Paramètres et valeurs seuils retenus au niveau national | |
| Arsenic | 10 µg.L ⁻¹ ⁽³⁾ |
| Cadmium | 5 µg.L ⁻¹ |
| Plomb | 10 µg.L ⁻¹ ⁽⁴⁾ |
| Mercure | 1 µg.L ⁻¹ |
| Trichloréthylène | 10 µg.L ⁻¹ |
| Tétrachloréthylène | 10 µg.L ⁻¹ |
| Ammonium | 0,5 mg.L ⁻¹ ⁽³⁾ |
| Paramètres dont les valeurs seuils sont à définir localement | |
| Sulfates ⁽⁵⁾ | À définir localement pour les nappes sous influence marine ou sous influence d'évaporites |
| Chlorures ⁽⁵⁾ | À définir localement pour les nappes sous influence marine ou sous influence d'évaporites |
| Conductivité ⁽⁵⁾ | À définir localement pour les nappes sous influence marine ou sous influence d'évaporites |

⁽¹⁾ On entend par « pesticides » les produits phytopharmaceutiques et les produits biocides.

⁽²⁾ On entend par « total » la somme de tous les pesticides détectés et quantifiés dans le cadre de la procédure de surveillance, y compris leurs métabolites, les produits de dégradation et les produits de réaction pertinents.

⁽³⁾ Valeur seuil applicable uniquement aux aquifères non influencés pour ce paramètre par le contexte géologique - à définir localement pour les nappes dont le contexte géologique influence ce paramètre.

⁽⁴⁾ Dans le cas d'un aquifère en lien avec les eaux de surface et qui les alimente de façon significative, prendre comme valeur seuil celle retenue pour les eaux douces de surface en tenant compte éventuellement des facteurs de dilution et d'atténuation ;

⁽⁵⁾ En ce qui concerne les concentrations d'eau salée dues à des activités humaines, les valeurs seuils sont établies soit pour les sulfates et les chlorures, soit pour la conductivité.

En plus de ces paramètres pour lesquels une valeur seuil a été fixée, l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement liste le socle minimal de substances à surveiller dans le cadre du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines. « *Les bassins complètent cette surveillance en fonction des enjeux spécifiques identifiés au niveau de chaque bassin.* » Trois niveaux d'analyses sont à mener pour ce contrôle.

■ Analyse régulière

« Réalisée tous les ans sur tous les sites du programme de contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines, elle comprend a minima un prélèvement annuel pour les nappes captives, et deux prélèvements dans l'année pour les nappes libres avec un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux. » Les paramètres à analyser dans ce cadre comprennent au moins les paramètres listés dans le Tableau XXVII de l'annexe 5.

■ Analyse photographique

« Réalisée une fois par cycle sur tous les sites du programme de contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines, elle comprend un prélèvement annuel pour les nappes captives, et deux prélèvements dans l'année pour les nappes libres avec un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux. » Les paramètres à analyser dans ce cadre sont listés dans les Tableaux XXVIII, Tableau XXIX et Tableau XXX de l'annexe 5.

■ Analyse intermédiaire

« En complément de l'analyse photographique, une analyse complémentaire est à réaliser sur un quart des sites du programme de contrôle de surveillance. Certains paramètres de la campagne photographique sont donc à analyser deux fois par cycle sur un nombre réduit de points. Dans la mesure du possible, ces analyses sont réalisées à trois ans d'intervalle. Cette analyse intermédiaire complémentaire sur un nombre réduit de points comprend un prélèvement annuel pour les nappes captives, et deux prélèvements dans l'année pour les nappes libres avec un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux. » Les paramètres à analyser dans ce cadre sont listés dans le Tableau XXXI de l'annexe 5.

Par ailleurs, l'article R. 212-9 du code de l'environnement indique qu'« Afin d'assurer la protection des eaux souterraines et la lutte contre la pollution en application de l'article L. 211-1, le [SDAGE] respecte, notamment, les dispositions qui interdisent l'introduction directe ou indirecte de substances dangereuses ou qui limitent l'introduction directe ou indirecte de polluants non dangereux dans ces eaux souterraines par suite de l'activité humaine. » L'arrêté du 17 juillet 2009 modifié dresse la liste de ces substances dangereuses (Tableau XXXII de l'annexe 5) et polluants non dangereux et ajoute : « toutes les substances interdites à la commercialisation et à l'utilisation sont incluses dans la liste des substances dangereuses, même si elles ne sont pas explicitement mentionnées ». « Lorsque cela est nécessaire pour atteindre le bon état des eaux [...], le préfet coordonnateur de bassin fixe des dispositions plus strictes d'interdiction de substances dangereuses ou de limitation de l'introduction de polluants non dangereux, en indiquant les raisons de ce choix. [...] Les listes des substances dangereuses et des polluants non dangereux [...] ainsi que les ajouts qui peuvent être faits à ces listes [...] doivent être intégrés aux [SDAGE] ».

4.2.2 Réglementation relative à la recharge artificielle de nappes

4.2.2.1 Dispositions générales

Les opérations de recharge artificielle des eaux souterraines sont soumises à autorisation préfectorale en application des articles L. 214-1 à L. 214-3 du code de l'environnement au titre de l'article R. 214-1 (rubrique 2.3.2.0.), et à étude d'impact conformément à l'annexe à l'article R. 122-2 du code de l'environnement. Le cahier des charges de l'étude d'impact reste à l'appréciation du préfet. Le contenu général d'un dossier d'autorisation est précisé par l'article R. 214-6 du code de l'environnement. Il « comprend : [...]

2° L'emplacement sur lequel l'installation, l'ouvrage, les travaux ou l'activité doivent être réalisés ;

3° La nature, la consistance, le volume et l'objet de l'ouvrage, de l'installation, des travaux ou de l'activité envisagés, ainsi que la ou les rubriques de la nomenclature dans lesquelles ils doivent être rangés ;

4° Un document :

a) Indiquant les incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes, du projet sur la ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, le niveau et la qualité des eaux, y compris de ruissellement, en fonction des procédés mis en œuvre, des modalités d'exécution des travaux ou de l'activité, du fonctionnement des ouvrages ou installations, de la nature, de l'origine et du volume des eaux utilisées ou affectées et compte tenu des variations saisonnières et climatiques ;

b) Comportant l'évaluation des incidences du projet sur un ou plusieurs sites Natura 2000, au regard des objectifs de conservation de ces sites. Le contenu de l'évaluation d'incidence Natura

2000 est défini à l'article R. 414-23 et peut se limiter à la présentation et à l'exposé définis au I de l'article R. 414-23, dès lors que cette première analyse conclut à l'absence d'incidence significative sur tout site Natura 2000 ;

c) Justifiant, le cas échéant, de la compatibilité du projet avec le schéma directeur ou le schéma d'aménagement et de gestion des eaux et avec les dispositions du plan de gestion des risques d'inondation mentionné à l'article L. 566-7 et de sa contribution à la réalisation des objectifs visés à l'article L. 211-1 ainsi que des objectifs de qualité des eaux prévus par l'article D. 211-10 ;

d) Précisant s'il y a lieu les mesures correctives ou compensatoires envisagées ;

e) Les raisons pour lesquelles le projet a été retenu parmi les alternatives ainsi qu'un résumé non technique. [...]

Lorsqu'une étude d'impact est exigée en application des articles R. 122-2 et R. 122-3, elle est jointe à ce document, qu'elle remplace si elle contient les informations demandées ;

5° Les moyens de surveillance prévus et, si l'opération présente un danger, les moyens d'intervention en cas d'incident ou d'accident ;

6° Les éléments graphiques, plans ou cartes utiles à la compréhension des pièces du dossier, notamment de celles mentionnées aux 3° et 4°. »

Quelle que soit l'origine des eaux utilisées pour la recharge, l'étude d'impact doit appréhender le volet qualité des eaux en se référant aux textes en vigueur.

L'arrêté du 17 juillet 2009 modifié¹⁰ relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines indique que « les dispositions prévues à l'article R. 212-9-1 du code de l'environnement ne sont pas applicables [à] l'introduction de substances dangereuses ou de polluants non dangereux qui sont le résultat d'une recharge ou d'une augmentation artificielle de masses d'eau souterraine. L'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine à condition que l'utilisation de la source ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux fixés pour la source ou pour la masse d'eau souterraine rechargée ou augmentée ».

4.2.2.2 Recharge des eaux souterraines avec des eaux issues d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)

Le rejet ponctuel d'eau issue d'une ICPE qui relève du régime déclaratif, est interdit dans les eaux souterraines (article 5.6 de l'arrêté ministériel de prescriptions du 9/08/2007), cette eau ne peut donc pas servir d'eau brute pour la recharge artificielle de nappes. Si l'installation relève du régime d'autorisation, le rejet ponctuel dans les eaux souterraines sera admis ou refusé par arrêté préfectoral.

4.2.3 Réglementation relative à certains usages des eaux souterraines

4.2.3.1 Eaux utilisés pour l'alimentation en EDCH

Selon l'article R. 1321-1 du code de la santé publique, les EDCH sont définies comme étant :

- « toutes les eaux qui, soit en l'état, soit après traitement, sont destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments ou à d'autres usages domestiques, qu'elles soient fournies par un réseau de distribution, à partir d'une citerne, d'un camion-citerne ou d'un bateau-citerne, en bouteilles ou en conteneurs, y compris les eaux de source ;
- toutes les eaux utilisées dans les entreprises alimentaires pour la fabrication, la transformation, la conservation ou la commercialisation de produits ou de substances,

¹⁰ Arrêté du 23 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

destinés à la consommation humaine, qui peuvent affecter la salubrité de la denrée alimentaire finale, y compris la glace alimentaire d'origine hydrique. »

D'après les articles R. 1321-2 et R. 1321-3 du code de la santé publique, les EDCH doivent :

- « *ne pas contenir un nombre ou une concentration de micro-organismes, de parasites ou de toutes autres substances constituant un danger potentiel pour la santé des personnes ;*
- *être conformes aux limites de qualité, portant sur des paramètres microbiologiques et chimiques, définies par arrêté du ministre chargé de la santé » ;*
- « *satisfaire à des références de qualité, portant sur des paramètres microbiologiques, chimiques et radiologiques, établies à des fins de suivi des installations de production, de distribution et de conditionnement d'eau et d'évaluation des risques pour la santé des personnes ».*

Les exigences de qualité actuellement en vigueur en France sont fixées par l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique (CSP). Elles ont été établies en application de la réglementation européenne (directive 98/83/CE¹¹) et complétées par certains paramètres.

L'arrêté du 11 janvier 2007 précédemment cité fixe les limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH, qui s'applique notamment aux eaux souterraines (Tableau XXXIII de l'annexe 5).

L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié¹² relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique fixe le contenu du programme d'analyses à effectuer sur la ressource en EDCH pour les eaux souterraines. Les paramètres suivant sont à suivre : entérocoques intestinaux, *Escherichia coli*, NH_4^+ , Sb, As, aspect, couleur, odeur, B, Cd, COT, Cl^- , Conductivité, Ca, Mg, équilibre calco-carbonique, Fe dissous sur échantillon filtré à 0,45 μm , F^- , hydrocarbures dissous ou émulsionnés, Mn, Ni, NO_3^- , NO_2^- , pesticides (par substance individuelle), pH, P_2O_5 , Se, Si, Na, sulfates, taux de saturation en oxygène dissous, température, tétrachloroéthylène et trichloroéthylène, carbonates, hydrogénocarbonates, turbidité.

La fréquence des prélèvements d'échantillons d'eau et d'analyses à effectuer chaque année sur la ressource est définie par le même arrêté selon le débit journalier de l'eau prélevé pour la production d'EDCH. Pour les eaux souterraines, ces fréquences sont comprises entre une fois tous les cinq ans pour un débit inférieur à 10 $\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ à quatre fois par an pour un débit supérieur ou égal à 20 000 $\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$.

■ Périmètres de protection des captages d'eau souterraine

L'article L. 1321-2 du CSP indique ainsi, qu'« *En vue d'assurer la protection de la qualité des eaux, l'acte portant déclaration d'utilité publique des travaux de prélèvement d'eau destinée à l'alimentation des collectivités humaines mentionné à l'article L. 215-13 du code de l'environnement détermine autour du point de prélèvement un périmètre de protection immédiate dont les terrains sont à acquérir en pleine propriété, un périmètre de protection rapprochée à l'intérieur duquel peuvent être interdits ou réglementés toutes sortes d'installations, travaux, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols de nature à nuire directement*

¹¹ Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

¹² Arrêté du 21 janvier 2010 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique et Arrêté du 24 décembre 2015 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique

ou indirectement à la qualité des eaux et, le cas échéant, un périmètre de protection éloignée à l'intérieur duquel peuvent être réglementés les installations, travaux, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols et dépôts ci-dessus mentionnés.

Lorsque les conditions hydrologiques et hydrogéologiques permettent d'assurer efficacement la préservation de la qualité de l'eau par des mesures de protection limitées au voisinage immédiat du captage, l'acte portant déclaration d'utilité publique peut n'instaurer qu'un périmètre de protection immédiate. »

L'article R. 1321-13 du CSP précise les contraintes s'appliquant dans chacun de ces périmètres.

« À l'intérieur du périmètre de protection immédiate, dont les limites sont établies afin d'interdire toute introduction directe de substances polluantes dans l'eau prélevée et d'empêcher la dégradation des ouvrages, les terrains sont clôturés, sauf dérogation prévue dans l'acte déclaratif d'utilité publique, et sont régulièrement entretenus. Tous les travaux, installations, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols y sont interdits, en dehors de ceux qui sont explicitement autorisés dans l'acte déclaratif d'utilité publique.

À l'intérieur du périmètre de protection rapprochée, sont interdits les travaux, installations, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols susceptibles d'entraîner une pollution de nature à rendre l'eau impropre à la consommation humaine. Les autres travaux, installations, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols peuvent faire l'objet de prescriptions, et sont soumis à une surveillance particulière, prévues dans l'acte déclaratif d'utilité publique. Chaque fois qu'il est nécessaire, le même acte précise que les limites du périmètre de protection rapprochée seront matérialisées et signalées.

À l'intérieur du périmètre de protection éloignée, peuvent être réglementés les travaux, installations, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols qui, compte tenu de la nature des terrains, présentent un danger de pollution pour les eaux prélevées ou transportées, du fait de la nature et de la quantité de produits polluants liés à ces travaux, installations, activités, dépôts, ouvrages, aménagement ou occupation des sols ou de l'étendue des surfaces que ceux-ci occupent. »

4.2.3.2 Irrigation

La réglementation française n'impose pas de qualité d'eau spécifique à l'usage « irrigation » sauf dans le cas de l'utilisation d'eaux usées urbaines traitées. L'arrêté du 2 août 2010 modifié¹³ relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts repose sur les travaux de l'Afssa (2008) et de l'Anses (2012) qui traitent des aspects sanitaires de la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation.

L'arrêté du 2 août 2010 modifié définit quatre niveaux de qualité sanitaire d'eaux usées traitées utilisables pour l'irrigation (A, B, C et D) à partir des paramètres suivants : matières en suspension, demande chimique en oxygène, *Escherichia coli*, entérocoques fécaux, phages ARN F spécifiques, spores de bactéries anaérobies sulfite-réductrices. Les trois derniers paramètres correspondent à des valeurs d'abattement exprimées en log. Chaque type d'irrigation pour lequel les eaux usées traitées peuvent être utilisées est associé à une de ces qualités d'eau.

4.3 Recharge artificielle de nappes en France

Les connaissances disponibles sur les dispositifs de réalimentation artificielle de nappes existant en France, proviennent des rapports du BRGM (2008) et du BRGM et ONEMA (2013), et des réponses au questionnaire adressé en 2014 par l'Anses aux Agences de l'eau et aux ministères en charge de la santé et de l'environnement qui ont relayé la demande au niveau de leurs services

¹³ Arrêté du 25 juin 2014 modifiant l'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts.

déconcentrés en charge de la gestion de l'eau. Le GT « Évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine » a également auditionné la FP2E¹⁴ et le BRGM. L'annexe 6 présente une synthèse détaillée des réponses reçues au questionnaire de l'Anses, et formulé par :

- trois Directions départementales des territoires (DDT) ou Directions départementales des territoires et de la mer (DDTM) ;
- deux Agences de l'eau ;
- trois Agences régionales de santé (ARS) ou Délégation territoriale d'agence régionale de santé (DT-ARS).

4.3.1 Synthèse des pratiques de recharge artificielle de nappes en France

Les réponses aux questionnaires étant peu nombreuses et les rapports BRGM ne renseignant pas précisément sur l'état de fonctionnement de certains dispositifs, l'inventaire des installations n'est pas exhaustif. Le GT a recensé trente-trois dispositifs qui fonctionnaient ou étaient supposés en fonctionnement en France, en 2013. Le tableau de l'annexe 6 présente une synthèse des informations disponibles.

À l'exception de la nappe de la Craie, les aquifères rechargés sont de type alluvial à nappes libres.

Vingt-huit dispositifs rechargent les nappes avec des eaux de cours d'eau, parfois après filtration par berge, un avec un mélange d'eau de surface et d'eau souterraine et un avec de l'eau de source. Avant la recharge, l'eau est généralement prétraitée (quatorze cas), le plus par décantation réalisée dans un ou plusieurs bassins précédant les bassins d'infiltration. Le recours aux eaux superficielles s'explique par la disponibilité de cette ressource et par leur qualité chimique et microbiologique. L'absence de cadre législatif pour l'utilisation des eaux usées traitées pour la recharge artificielle de nappes explique l'absence de recours à ces eaux.

L'objectif de la réalimentation est un objectif quantitatif pour onze des sites, qualitatif pour cinq d'entre eux, mixte pour cinq installations et dans un cas, l'infiltration d'eau alimente une barrière hydraulique. Les recharges sont principalement suivies d'une réutilisation de la nappe pour la production d'EDCH.

Les dispositifs utilisés pour l'infiltration correspondent, pour vingt et une installations, à des bassins excavés dans le terrain naturel dont le fond est, sur deux équipements, recouvert d'un géotextile pour limiter le colmatage.

L'infiltration directe par puits ou forages est utilisée sur six installations. Dans un cas, les puits sont siphonnés et l'infiltration se fait ensuite par des tranchées. Une installation comporte une infiltration par des canaux.

Les dispositifs sont soit de très grande taille avec des volumes infiltrés de quelques dizaines de milliers de $\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ à $200\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ sur la barrière hydraulique de Crépieux-Charmy, soit très petits avec des volumes infiltrés de quelques centaines de $\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$.

4.3.2 Exemple de sites français

4.3.2.1 Flins-Aubergenville

Le site de réalimentation artificielle de Flins-Aubergenville est placé près de l'usine de production d'eau potable de Flins-sur-Seine, tous deux gérés par SUEZ environnement.

La nappe exploitée, contenue dans un aquifère formé des alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne sous-jacente fracturée, est libre et en liaison hydraulique avec le fleuve.

La réalimentation a été mise en œuvre afin d'améliorer la qualité de l'eau pompée et de maintenir le niveau piézométrique de la nappe fortement exploitée pour l'approvisionnement en eau potable

¹⁴ Fédération professionnelle des entreprises de l'eau.

de 700 000 habitants *via* un champ captant s'étalant sur une surface d'environ 16 km². Ce dernier, situé dans la plaine alluviale, à 30 km environ en aval de Paris, comporte plus de 40 puits et forages.

Lors de la mise en service du site en 1980, le dispositif de réalimentation consistait à infiltrer par bassins l'eau de la Seine prétraitée avec une chloration légère (1 g.m⁻³ avec du chlore gazeux Cl₂) avant d'être acheminée jusqu'à l'usine de traitement où elle subissait une décantation avec un agent coagulant et injection de polymères, puis à partir de 1994, une filtration (Haeffner, 1999). Suite au colmatage complet des bassins d'infiltration, le dispositif de réalimentation actuel, dénommé « Système Bi'Eau », a été mis en œuvre en 2005. Il comporte 3 étapes successives (Figure 10). Des « forages primaires » situés à proximité de la Seine (en bordure ou dans une gravière) créent une différence de pression dans la nappe pour induire un transfert depuis le fleuve. L'eau superficielle est ainsi filtrée une première fois à travers les berges puis déversée dans 7 bassins d'infiltration constitués d'anciennes sablières et utilisés selon des cycles d'alimentation et d'assec permettant de limiter le colmatage. Le transfert de l'eau vers la nappe à des vitesses allant de 0,4 à 1 m.j⁻¹ assure une seconde filtration de l'eau. L'eau est enfin à nouveau pompée *via* des « forages secondaires » situés près des bassins d'infiltration et acheminée jusqu'à l'usine de production d'eau potable. Le dispositif apporte une amélioration significative de la qualité des eaux notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse.

Chaque année 8.10⁶ m³ d'eau sont infiltrés, les prélèvements dans la nappe s'élèvent à environ 30.10⁶ m³.

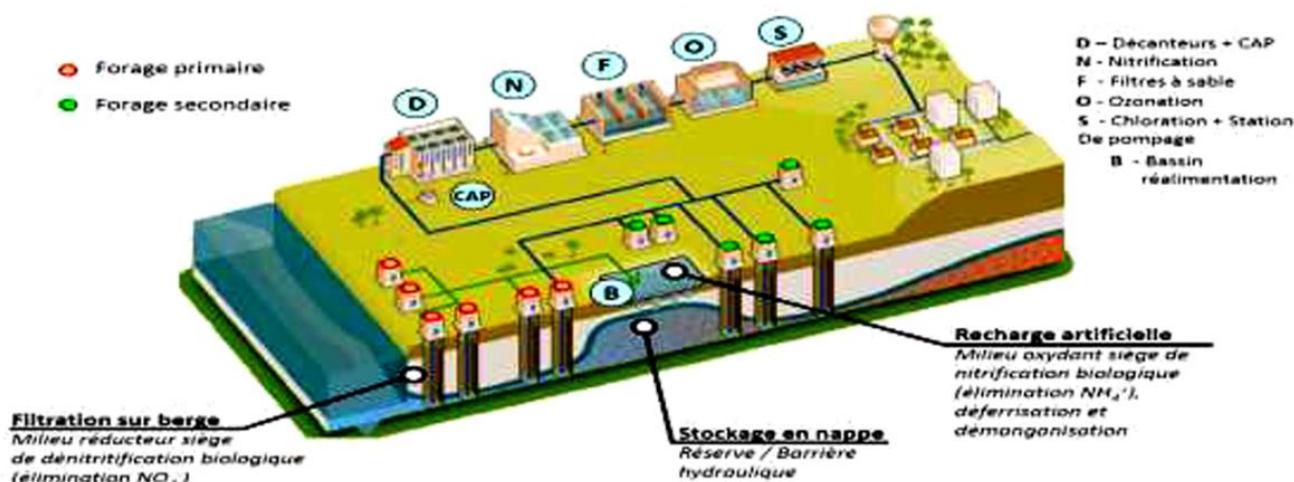


Figure 10. Schéma des installations de recharge de nappe de Flins-Aubergenville, France (BRGM et ONEMA, 2013).

4.3.2.2 Crépieux-Charmy (Lyon)

La réalimentation artificielle de la nappe exploitée sur le site de Crépieux-Charmy, à Lyon, vise à recharger celle-ci, et surtout à créer une barrière hydraulique entre le Rhône et le champ captant qui alimente en EDCH 95 % de l'agglomération lyonnaise. La gestion des installations de production d'eau potable est confiée à la société Véolia EAU.

Le champ captant qui s'étend sur 375 ha, comporte de 114 puits et forages. Les débits de pompage (jusqu'à 9 000 m³.h⁻¹) engendrent une dépression importante dans la nappe. Le champ captant est situé à l'amont immédiat de l'agglomération lyonnaise entre le canal de Miribel, le Vieux Rhône et le canal de Jonage.

La création d'une barrière hydraulique est apparue nécessaire, car une pollution du fleuve peut atteindre rapidement le champ captant. Des pipelines, une autoroute, des voies ferrées et le réseau d'assainissement de la ville sont présents à proximité du site et constituent des sources potentielles de pollution.

Dans ce secteur, la nappe libre est contenue dans les alluvions du Rhône d'une vingtaine de mètres. Celles-ci sont constituées de galets, graviers, sables avec des intercalations argileuses et parfois tourbeuses. L'eau de la nappe présente des concentrations en nitrates entre 5 et 7 mg.L⁻¹ (Loizeau, 2013).

La recharge artificielle est réalisée par des bassins d'infiltration. L'eau est prélevée dans le Rhône à l'aide de conduites immergées placées au fond de « pré-bassins », qui permettent l'élimination des matières flottantes et une légère décantation. Elle est ensuite acheminée vers les 12 bassins dont la superficie totale est de 15 ha, placés entre les bras du Rhône et les puits (Figure 11).

Les bassins sont profonds de 4 à 5 m et leur fond est tapissé d'une couche de sable de 30 cm d'épaisseur qui joue le rôle de filtre. L'alimentation se fait par surverse à l'aide de buses, la hauteur d'eau variant de 0,5 à 1,8 m.

L'eau s'infiltrate au travers de la zone non saturée, épaisse de 2 à 3 m sous les bassins, pour atteindre la nappe. Les dômes piézométriques qui se forment sous les bassins jouent le rôle de barrière hydraulique entre le Rhône et les forages d'eau potable. En cas de pollution accidentelle du Rhône, l'alimentation des bassins d'infiltration est arrêtée, mais les dômes piézométriques se maintiennent un certain temps, faisant obstacle à la propagation de la pollution. Ainsi, le dispositif permet de passer deux jours sans restriction d'eau.

La gestion du système est optimisée grâce à un modèle qui permet de connaître à tout moment l'état de la nappe, et d'agir en conséquence sur les débits de pompage et d'infiltration des différents ouvrages.

Des capteurs transmettent toutes les 10 minutes environ des informations sur le débit d'alimentation et la hauteur d'eau au niveau de chaque bassin, la température et la hauteur d'eau du fleuve et le niveau piézométrique de la nappe. Il est à noter que des piézomètres sont situés entre les bassins, afin de s'assurer qu'une zone non saturée est maintenue entre la base des ouvrages et le toit de la nappe.

Des stations d'alerte, dont le rôle est d'analyser régulièrement la qualité de l'eau du fleuve, ont été implantées à l'amont du site.

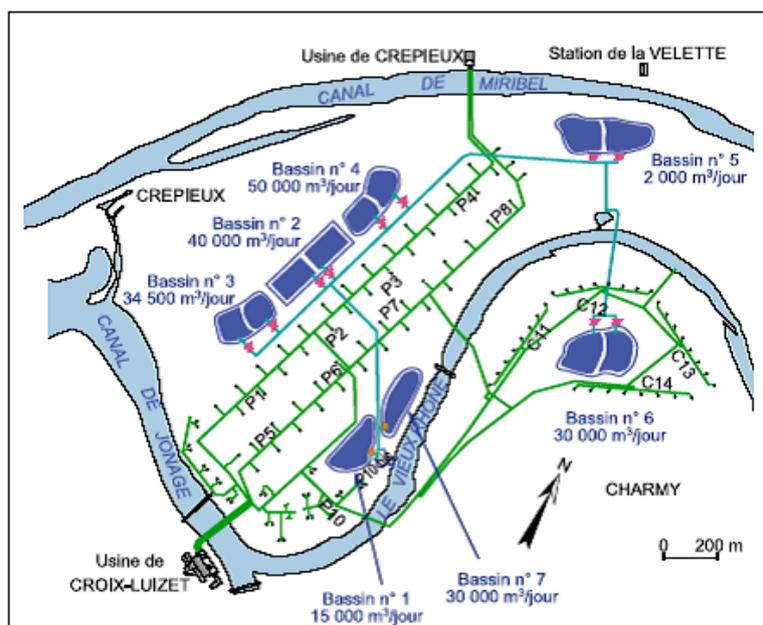


Figure 11. Schéma des installations de recharge de nappe de Crépieux-Charmy, France (BRGM, 2008).

4.4 Conclusions

Bien que la France ne soit pas un pays de fort stress hydrique, les ressources en eaux souterraines peuvent être localement et/ou ponctuellement déficitaires. Le développement de l'urbanisation, l'affluence touristique saisonnière et les demandes importantes pour l'irrigation peuvent augmenter ces déficits. L'évolution climatique fait, de plus, redouter un accroissement des secteurs déficitaires et des durées de pénurie qui pourraient toucher les ressources en eau de certains secteurs du territoire français. La recharge artificielle de nappes pourrait alors être envisagée comme un moyen de gérer durablement ces ressources et d'atteindre les objectifs de bon état quantitatif des eaux souterraines.

La recharge artificielle ne peut s'envisager que s'il existe une couche géologique dont la porosité permet de stocker un volume d'eau intéressant pour constituer un réservoir et si le milieu est suffisamment perméable. Si l'aquifère est captif, la seule solution envisageable est l'injection directe par forage dans la zone saturée. En revanche, si la nappe est libre, l'eau peut être injectée dans la zone saturée et/ou dans la ZNS, ou bien infiltrée par bassins. Toutefois, la recharge artificielle par infiltration requiert un terrain présentant une perméabilité suffisante pour permettre à l'eau de recharge de s'infiltrer verticalement jusqu'à la nappe. Les DOM représentent un cas particulier car, bien que la demande en eau puisse y être importante, les terrains d'outre-mer ne permettent généralement pas la recharge artificielle de nappes. Seule la France métropolitaine a donc été considérée dans la suite du rapport.

La réglementation française permet la recharge artificielle de nappe au cas par cas après autorisation préfectorale, en précisant que l'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine, à condition que son utilisation ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux pour la masse d'eau souterraine rechargée. Par ailleurs, afin de prévenir tout type de pollution ou toute détérioration de la qualité des eaux souterraines, la réglementation française impose une surveillance de l'état chimique et de l'état quantitatif des eaux souterraines. En plus de la réglementation relative à la qualité générale sur les eaux souterraines, les ressources utilisées pour l'alimentation en EDCH sont soumises à une réglementation spécifique portant sur sa qualité et visant à sa protection.

La recharge artificielle de nappes, telle que mise en place actuellement en France métropolitaine, a le plus souvent un objectif quantitatif d'accroissement saisonnier des ressources et/ou un objectif qualitatif de préservation des ressources en eau contre des pollutions ou l'intrusion saline. Les eaux brutes pour la recharge proviennent principalement de cours d'eau, la recharge à partir d'eaux souterraines étant actuellement anecdotique. La recharge se fait surtout par bassins d'infiltration, la recharge de nappe par injection étant minoritaire.

Les eaux pluviales, utilisées comme eaux brutes pour la recharge dans certains pays arides comme l'Australie, ne constituent pas une ressource utilisée pour la recharge artificielle de nappes en France. Les apports par cette ressource étant discontinus et variables d'une année, ils rendent impossible la prévision à moyen et long terme des volumes disponibles pour la recharge. Par conséquent, le GT n'a pas considéré dans son étude des risques sanitaires, la recharge à partir de cette source d'eau brute.

La Figure 12 présente le schéma de la recharge de nappe adapté à la situation française établi à partir des éléments présentés dans le chapitre 4.

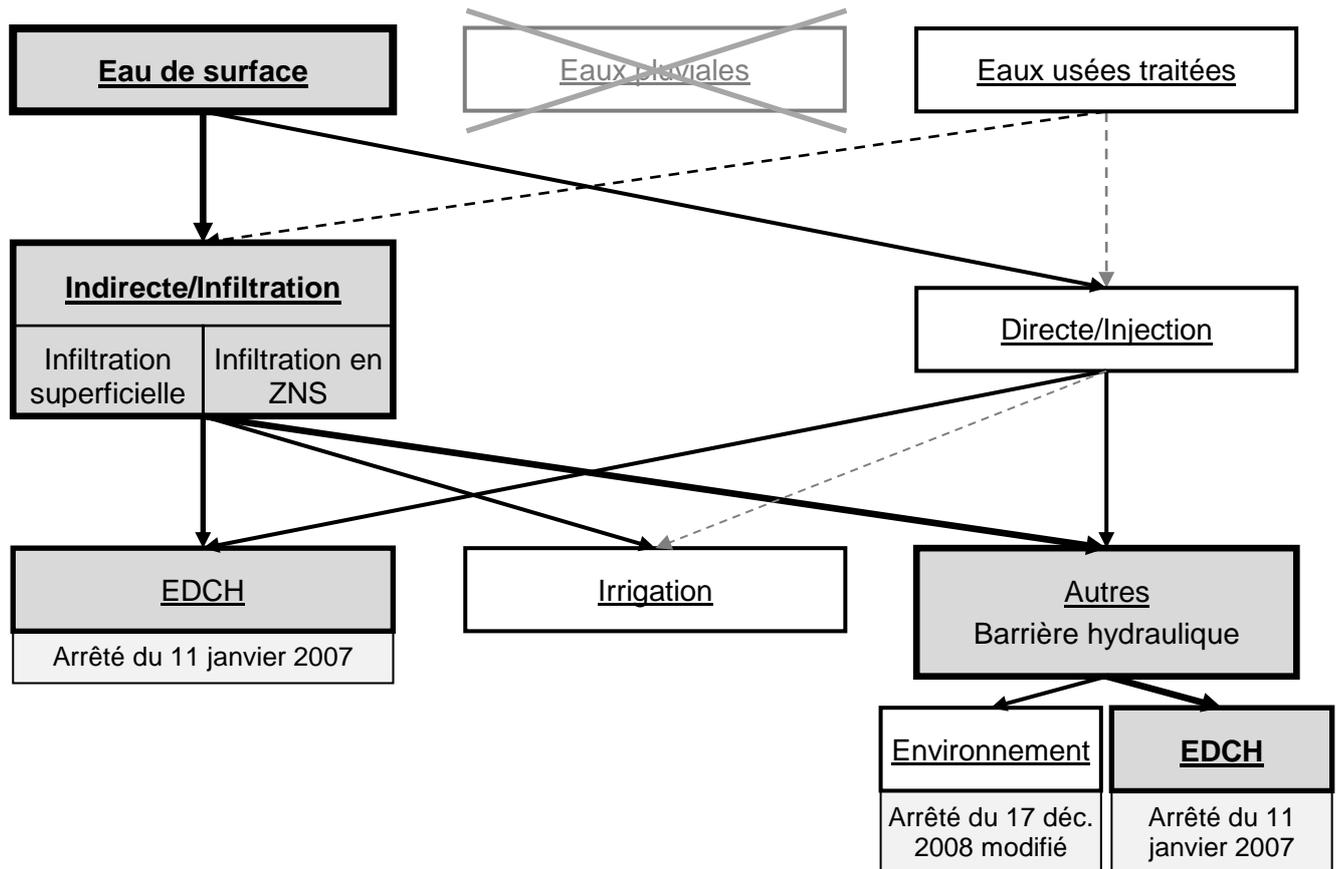


Figure 12. Schéma de la recharge artificielle de nappe adapté à la situation française.

5 Eaux brutes pour la recharge considérées comme utilisables en France et leurs qualités

Les chapitres 3 et 4 montrent qu'en France, la recharge artificielle de nappes est envisageable à partir d'eau de surface, en particulier de cours d'eau, et à partir d'eau usée traitée. Ce chapitre a pour objectif de présenter les caractéristiques générales de ces deux types d'eau en termes de réglementation, de volumes disponibles et de qualité. Les eaux utilisées pour la recharge sont ensuite décrites à travers quelques exemples de sites de recharge artificielle de nappes.

5.1 Eaux de surface

Actuellement en France, la recharge artificielle de nappes est exclusivement réalisée avec des eaux superficielles provenant de cours d'eaux. Sur les sites recensés par le GT, les eaux utilisées proviennent plus spécifiquement de fleuves, de rivières ou de canaux.

Les cours d'eau superficiels sont des chenaux de surface dans lesquels s'écoule un flux d'eau, le plus souvent de manière continue, mais qui peut aussi présenter un régime intermittent. De manière naturelle, les cours d'eau peuvent être alimentés, dans des proportions variables en fonction de la saison, du contexte géologique, de la position dans le bassin versant, par les précipitations, par une nappe d'accompagnement ou par des zones humides. À cette alimentation naturelle, s'ajoutent les rejets anthropiques dont les effluents de STEU urbaines, les effluents industriels. Le débit des cours d'eau est variable et la part que représentent les rejets anthropiques peut fluctuer en fonction de la saison et des volumes rejetés par les STEU.

Les eaux de surface peuvent être marquées par les contaminations diverses des milieux traversés, accumulant ainsi les sources et les types de pollutions :

- pollutions atmosphériques : urbaines et industrielles (par exemple : HAP, métaux, pesticides) ;
- pollutions diffuses (par exemple : nitrates, pesticides) ;
- milieu récepteur préférentiel des rejets industriels et urbains (par exemple : hydrocarbures, solvants, résidus de médicaments, détergents) qui y seront plus ou moins dilués.

Si ces polluants font l'objet d'une dégradation naturelle par photodégradation et/ou biodégradation, un temps de transfert rapide des eaux peut limiter l'efficacité de l'épuration naturelle.

5.1.1 Réglementation

L'arrêté du 25 janvier 2010¹⁵ modifié¹⁶ fixe les méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. La caractérisation de l'état des masses d'eau de surface est le résultat conjoint de leur état chimique et de leur état écologique : il est « bon » si ces deux états sont bons. L'état chimique des eaux de surface est « bon » si la concentration des « substances prioritaires », dont la liste est fixée au niveau européen, est inférieure aux « normes de qualité environnementales » (NQE). Actuellement, 45

¹⁵ Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement

¹⁶ Arrêté du 11 avril 2014 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement et Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

« substances prioritaires » sont à surveiller dans les eaux de surface¹⁷. L'état écologique des eaux de surface est évalué à partir de leur qualité biologique (flore et faune), chimique (polluants spécifiques de l'état écologique définis par l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement) et hydromorphologique (état des berges, continuité du cours d'eau, hydrologie). Pour chaque masse d'eau, cet état est caractérisé par un écart aux « conditions de référence », c'est-à-dire à des conditions pas, ou très peu, influencées par l'activité humaine.

5.1.2 Qualité des eaux de surface

En 2011, les eaux de surface continentale de France métropolitaine étaient réparties en « masses d'eau » dont 9 799 cours d'eau et assimilées et 434 plans d'eau (SOeS, 2011b). En 2010, 43 % des masses d'eau de surface étaient en bon état chimique, 34 % en état chimique indéterminé ou non évalué et 23 % en mauvais état, pour les cours d'eau, les pourcentages sont similaires avec respectivement 44 %, 32 % et 24 % (Tableau VI).

Tableau VI. État des masses d'eau de surface en France en 2010 (SOeS, 2011a).

| | | Masses d'eau de surface tous types confondus | Cours d'eau |
|--------------------|--------------------------------------|---|-------------|
| État chimique | Bon état chimique | 43 % | 44 % |
| | Mauvais état chimique | 23 % | 24 % |
| | État chimique indéterminé/non évalué | 34 % | 32 % |
| État écologique | Très bon état | 6 % | 7 % |
| | Bon état ou bon potentiel | 35 % | 36 % |
| | État ou potentiel moyen | 40 % | 41 % |
| | État ou potentiel médiocre | 13 % | 12 % |
| | État ou potentiel mauvais | 4 % | 4 % |
| | État indéterminé | 2 % | 0,3 % |

5.1.2.1 Qualité microbiologique des eaux de surface

Le Tableau VII présente des exemples de concentrations en micro-organismes mesurées dans deux rivières et un fleuve en France. Les fortes variations peuvent être associées au lieu de prélèvement et à la saison à laquelle les prélèvements ont été effectués. La plupart des études portant sur les micro-organismes dans les eaux de surface montrent une très forte influence des rejets des stations de traitement des eaux usées domestiques ainsi que des zones urbanisées sur la qualité microbiologiques des eaux de surface (Baleux et Troussellier, 1989; Touron *et al.*, 2007; Mons *et al.*, 2009; Moulin *et al.*, 2010). Les micro-organismes recherchés correspondent principalement aux indicateurs bactériens témoins d'une contamination d'origine fécale. Quelques études concernent plus spécifiquement des micro-organismes pathogènes notamment des virus tels que des adénovirus (Jacob *et al.*, 2015), des entérovirus et/ou des norovirus (Skraber *et al.*, 2004a; Moulin *et al.*, 2010) et des poliovirus-1 (Skraber *et al.*, 2004a); ou des parasites, particulièrement les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia*. La pluviométrie est un

¹⁷ Fixées par l'arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement, transposant la Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.

facteur déterminant sur la contamination de l'eau par des bactéries d'origine fécale et des pathogènes, tels que les entérocoques ou des *Giardia* (Mons *et al.*, 2009). Dans l'eau de Seine (site de Choisy), sur 24 échantillons prélevés sur une période de 24 mois, les oocystes de *Cryptosporidium* étaient détectés dans 10 échantillons et les kystes de *Giardia* dans 23 échantillons (Moulin *et al.*, 2010). Les oocystes de *Cryptosporidium* sont plus fréquemment détectés en automne.

Des études comparant la persistance des virus pathogènes avec celles de coliphages somatiques et de coliformes thermotolérants dans l'eau ont été menées par différents auteurs (Skraber *et al.*, 2004a; Skraber *et al.*, 2004b; Ogorzaly *et al.*, 2009). Dans de nombreux cas, les virus infectieux ne sont plus quantifiables mais leurs génomes restent détectables par biologie moléculaire : l'abondance de génomes viraux est corrélée à celle des coliphages somatiques mais pas avec le nombre de coliformes.

Tableau VII. Exemples de concentration en micro-organismes dans les eaux de deux rivières et d'un fleuve français.

| Paramètres | Site | Unité | n | Moyenne | Min | Max | Référence |
|--|----------------|--------------------------|----|----------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------|
| Coliformes totaux | Seine (Choisy) | UFC.100 mL ⁻¹ | 24 | 1,9.10 ⁴ | 3,6.10 ³ | 6,1.10 ⁴ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Coliformes thermotolérants | Seine (Choisy) | UFC.100 mL ⁻¹ | 24 | 8,8.10 ³ | 1,1.10 ³ | 8,8.10 ⁴ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| | Moselle | UFC.100 mL ⁻¹ | 96 | 2,95.10 ² | - | - | Skraber <i>et al.</i> , 2002 |
| | Seine (Rouen) | UFC.100 mL ⁻¹ | 53 | - | 1,3.10 ² | 4,3.10 ⁴ | Touron <i>et al.</i> , 2007 |
| <i>E. coli</i> | Seine (Choisy) | UFC.100 mL ⁻¹ | 24 | 2,2.10 ³ | 7,7.10 ² | 6,6.10 ³ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| | Seine (Rouen) | UFC.100 mL ⁻¹ | 53 | - | 2,9.10 ² | 2,4.10 ⁴ | Touron <i>et al.</i> , 2007 |
| Entérocoques | Seine (Choisy) | UFC.100 mL ⁻¹ | 24 | 1,1.10 ³ | 3.10 ¹ | 9,0.10 ³ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| | Moselle | UFC.100 mL ⁻¹ | 96 | 1,12.10 ² | - | - | Skraber <i>et al.</i> , 2002 |
| | Seine (Rouen) | UFC.100 mL ⁻¹ | 53 | - | 3,6.10 ¹ | 6,2.10 ³ | Touron <i>et al.</i> , 2007 |
| <i>Aeromonas</i> spp. | Ardèche | UFC.100 mL ⁻¹ | 11 | - | 5 | 2,5.10 ³ | Baleux et Troussellier, 1989 |
| <i>Pseudomonas aeruginosa</i> | Ardèche | UFC.100 mL ⁻¹ | 11 | - | 0 | 1,2.10 ¹ | Baleux et Troussellier, 1989 |
| <i>Clostridium perfringens</i> | Seine (Rouen) | UFC.100 mL ⁻¹ | 53 | - | < 2,0.10 ¹ | 1,5.10 ³ | Touron <i>et al.</i> , 2007 |
| Oocystes de <i>Cryptosporium</i> | Seine (Choisy) | 100L ⁻¹ | 24 | 4,9.10 ¹ | < LoD | 1,6.10 ² | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Kystes de <i>Giardia</i> | Seine (Choisy) | 100L ⁻¹ | 24 | 3,97.10 ² | < LoD | 2,11.10 ³ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Entérovirus | Seine (Choisy) | 100L ⁻¹ | 24 | 2,0.10 ¹ | < LoD | 3.10 ¹ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices | Moselle | UFC.100 mL ⁻¹ | 96 | 3,2.10 ¹ | - | - | Skraber <i>et al.</i> , 2002 |
| Coliphages somatiques | Moselle | UFP.100 mL ⁻¹ | 96 | 1,79.10 ³ | - | - | Skraber <i>et al.</i> , 2002 |
| Bactériophages F-spécifiques | Moselle | UFP.100 mL ⁻¹ | 96 | 2,04.10 ² | - | - | Skraber <i>et al.</i> , 2002 |

5.1.2.2 Qualité chimique des eaux de surface

Les données utilisées pour décrire la qualité chimique générale des eaux de surface en France proviennent de la surveillance mise en œuvre par les Agences de l'eau dans le cadre de la transposition de la DCE.

■ Nitrates

En France métropolitaine, les plus fortes concentrations de nitrates sont relevées au Nord/Nord-Ouest, en amont de la vallée du Rhône et dans le Sud-Ouest. Près de 4 % des points dépassent en moyenne en 2012 le seuil de vigilance à 40 mg.L⁻¹ et 1,4 % dépassent les 50 mg.L⁻¹ en moyenne. Ils sont relevés au nord de la Bretagne, en Poitou-Charentes, en Ile de France/Centre et de manière localisée en Languedoc Roussillon. Inversement les zones montagneuses, Massif central, Alpes et Pyrénées, les littoraux aquitain et méditerranéen, la Corse et une partie du Nord-Est de la France affichent des concentrations moyennes inférieures à 10 mg.L⁻¹. Si 7 % des points ont dépassé au moins une fois les 50 mg.L⁻¹ en 2012, à l'opposé, près de 31 % des points restent en deçà des 10 mg.L⁻¹ (SOeS, 2014b).

■ Métaux et éléments traces

Les métaux et éléments traces présents dans les milieux aquatiques peuvent être d'origine naturelle (fond géochimique) ou anthropique (rejets industriels, agricoles ou urbains). Principal point noir de la qualité des cours d'eau dans les années 1970, la pollution par les métaux a sensiblement baissé depuis, en raison de la réduction des émissions industrielles. Ainsi, depuis 2007, les quantités de métaux émises dans l'eau, déclarées par les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), ont baissé de 95 %. En 2011, l'industrie demeure toutefois à l'origine de 98 % des quantités de métaux émises dans l'eau. Les émissions massiques principales sont le fer (69 %) et l'aluminium (14 %) (SOeS, 2014a).

Les métaux et éléments traces sont massivement recherchés et quantifiés dans les cours d'eau. Ainsi, le baryum, le zinc, le cuivre, le bore, le nickel, le titane et le vanadium sont fréquemment quantifiés dans les cours d'eau en France métropolitaine. Plus de 10 % de dépassement des normes environnementales a, par exemple, été rapporté en France métropolitaine pour le cuivre, le mercure et le zinc (SOeS, 2013).

■ Cas des pesticides

En 2011, des pesticides sont présents dans 93 % des points de suivi des cours d'eau métropolitains (Figure 13). Cette contamination implique le plus souvent plusieurs molécules. Si 30 % des points présentent de un à cinq pesticides, plus de 20 pesticides différents ont été mesurés sur 18 % des points de suivi, localisés dans le Bassin Parisien, en amont du Rhône, dans le Nord de la France et, plus ponctuellement, en Pays de la Loire (SOeS, 2014a).

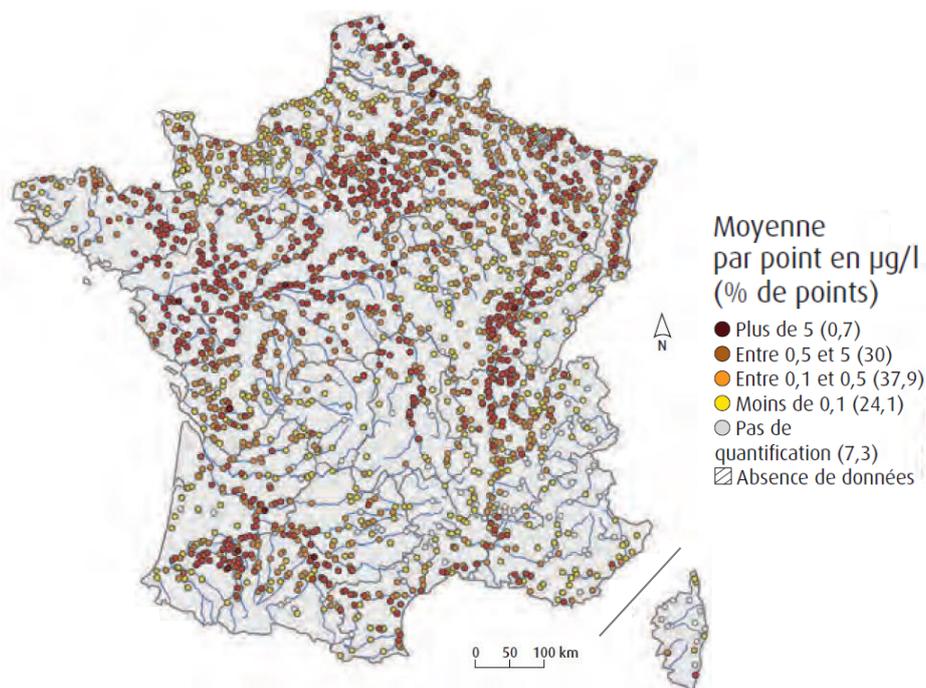


Figure 13. Concentration moyenne en pesticides (en $\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les cours d'eau en France métropolitaine en 2011 (SOeS, 2014a).

Comme l'illustre la Figure 13, 30 % des points de suivi des cours d'eau présentent des concentrations totales en pesticides supérieures à $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ en moyenne annuelle. Ils sont situés dans les régions céréalières, de maïsiculture ou de viticulture, comme le Bassin Parisien, le Sud-Ouest, le couloir rhodanien. Dans les zones grandes cultures, les concentrations totales atteignent localement des valeurs très élevées, supérieures à $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ en moyenne annuelle. En métropole, cette contamination est principalement due à des herbicides (SOeS, 2014a).

Toujours en métropole, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), produit de dégradation, entre autres, de l'herbicide glyphosate, a la fréquence de quantification la plus élevée (60 %) juste devant le glyphosate. L'atrazine, interdite d'usage depuis 2003, et le diuron interdit depuis 2008, sont encore très souvent présents dans les cours d'eau. L'atrazine, quantifiée dans plus de 10 % des analyses, prouve sa forte persistance dans le milieu et sa lente dégradation. Le déséthyl-atrazine (DEA), un de ces principaux métabolites, est autant quantifié que le glyphosate (SOeS, 2014a).

■ Autres micropolluants surveillés dans le cadre de la DCE

En 2011, des micropolluants organiques sont détectés dans 86 % des points de mesure en métropole. Moins de 10 molécules sont détectées dans 59 % de ces points de mesure alors que plus de 20 molécules sont détectées dans 12 % d'entre eux. Les micropolluants organiques les plus présents dans les cours d'eau sont essentiellement des HAP. Parmi les dix substances les plus quantifiées en métropole, sept appartiennent à cette famille (Figure 14). Des phtalates sont également présents ainsi que plus ponctuellement des composés phénoliques. La concentration totale en HAP dans les cours d'eau est généralement faible, inférieure à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (SOeS, 2014a).

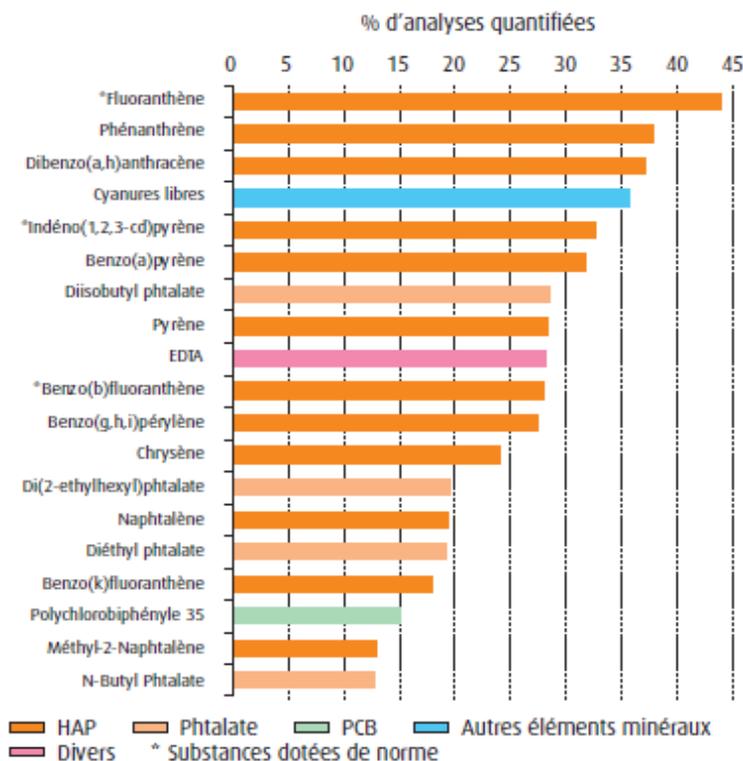


Figure 14. Micropolluants, hors métaux et pesticides, les plus quantifiés dans les cours d'eau de métropole en 2011 (SOeS, 2014a).

■ **Campagne exceptionnelle dans les eaux de surface**

En 2012, le ministère en charge de l'Écologie a lancé une campagne exceptionnelle d'analyses de micropolluants dans les milieux aquatiques, dont les eaux de surface. Le principal objectif était d'acquérir des connaissances à l'échelle nationale sur la présence de « polluants émergents » (faisant l'objet d'une préoccupation récente même si leur usage est parfois ancien) et de substances jusqu'alors peu surveillées. Dans les eaux de surface, les substances recherchées comprenaient des additifs d'essence, des pesticides, des médicaments, des plastifiants, des produits de soin corporel, des produits industriels, des antioxydants, des retardateurs de flamme et des HAP. 73 % des molécules recherchées en métropole ont été quantifiées au moins une fois dans l'eau des cours d'eau. Le Tableau VIII résume les niveaux de concentrations maximales en micropolluants quantifiés dans les eaux de surface de France métropolitaine lors de cette campagne. Les principaux résultats montrent une forte présence de métabolites de pesticides ainsi que la présence de pesticides interdits (quizalofop, ométhoate). Parmi les médicaments, les anti-inflammatoires non stéroïdiens et les anxiolytiques sont les plus retrouvés dans les cours d'eau alors que les hormones et stéroïdes y sont peu quantifiés. Plus de 90 % des substances à usage domestique recherchées sont présentes dans les eaux de surface, aussi bien en métropole que dans les DOM. Parmi ces substances, les plus fréquemment retrouvées sont les produits de soins corporels et plus spécifiquement les parabènes, quantifiés dans plus de 99 % des échantillons prélevés. Les additifs d'essence sont également fréquemment retrouvés, ainsi que les plastifiants, dont quatre sur les cinq recherchés, sont quantifiés dans plus de 50 % des échantillons analysés (SOeS, 2014a).

Tableau VIII. Niveau des concentrations maximales en micropolluants quantifiés dans des eaux de surface de France métropolitaine (d'après Botta et Dulio, 2014).

| | $\leq 0,001 \mu\text{g.L}^{-1}$ | $0,001 \text{ à } 0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ | $0,01 \text{ à } 0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ | $0,1 \text{ à } 1 \mu\text{g.L}^{-1}$ | $1 \text{ à } 10 \mu\text{g.L}^{-1}$ | $> 10 \mu\text{g.L}^{-1}$ |
|------------------------------------|---------------------------------|---|---|--|--------------------------------------|---------------------------------------|
| Produits de soins corporels | | 4-Méthylbenzylidène camphre | | Éthylparabène Propylparabène Triclosan | Méthylparabène | |
| Pesticides | Fenthion | Spiroxamine Deltaméthrine Malathion Parathion méthyl Quizalofop Ométhoate Phoxime Fénarimol Méthomyl Parathion éthyl | Flusilazole Carbofuran Trifloxystrobine Monocrotophos Tébufénozide Triadiménoil | Métolachlore ESA Carbendazime Acétochlore Piperonyl butoxyde Prochloraz Iprodione | Métolachlore OXA | |
| Phtalates | | | | Butylbenzylphtalate | nButyl phtalate | Diisobutylphtalate Diéthylphtalate |
| Hormones | | 17 bêta-estradiol | Estrone | | | |
| Alkyl perfluorés | Acide perfluoro-n-undécanoïque | | | Acide perfluorodécanoïque | | |
| Médicaments | | Diazépam Cyclophosphamide Diethylstilbestrol | Sulfaméthoxazole Acetazolamide Lorazépam Sulfaméthazine Dextropropoxyphène Noréthindrone | Carbamazépine Kétoprofène Ofloxacine 1,3,5 - Benzènetriol | Acide niflumique Oxazépam | |
| Autres | Phényl-étain Plomb triéthyl | | Dibenzothiophène Plomb diéthyl Décahydronaphtalène Irganox 1076 | | Dichloroaniline-3,4 | Bisphénol A |

5.2 Eaux usées traitées urbaines

Actuellement, les eaux usées traitées ne sont pas utilisées pour la recharge artificielle de nappes en France, toutefois, elles le sont dans d'autres pays du Monde, y compris européens. De manière générale, les eaux usées traitées utilisées proviennent de stations de traitement des eaux usées (STEU) urbaines.

Les STEU urbaines reçoivent les eaux usées domestiques mais peuvent également recevoir les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques et des parcs de stationnement, eaux de lavage des caniveaux, marchés et cours), les eaux associées aux zones d'activités (telles que les centres commerciaux, les hôpitaux, les écoles, les casernes) et les eaux résiduaires industrielles ou de centres d'élevage dont les rejets sont raccordés au réseau de collecte des eaux usées traitées urbaines, dans certains cas après un traitement spécifique.

5.2.1 Réglementation

L'arrêté du 21 juillet 2015¹⁸ fixe les performances minimales de rejet dans l'environnement pour les STEU en fonction de leur capacité et du milieu récepteur. Ces performances, présentées dans le Tableau IX sont limitées à des paramètres indicateurs globaux : MES, DBO₅, DCO, N, P. Les objectifs de qualité des eaux réceptrices peuvent conduire à adopter des qualités de rejet supérieures aux valeurs fixées dans ce tableau. Cet arrêté recommande le rejet en milieu superficiel.

Tableau IX. Performances minimales de traitement des eaux usées des agglomérations devant traiter une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 1,2 kg.j⁻¹ de DBO₅ : concentrations maximales à respecter et rendement minimum à atteindre, en moyenne journalière (Arrêté du 21 juillet 2015).

| Zone de rejet | Charge brute de pollution organique reçue en kg.j ⁻¹ de DBO ₅ | DBO ₅ | DCO | MES | Azote global (NGL) | Phosphore total |
|---|---|---|---|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| Rejet en zone normale | < 120 | 35 mg (O ₂).L ⁻¹ 60 % | 200 mg(O ₂).L ⁻¹ 60 % | 50 % | - | - |
| | ≥ 120 | | | | - | - |
| Rejet en zone sensible à l'eutrophisation | > 600 et ≤ 6 000 | 25 mg(O ₂).L ⁻¹ 80 % | 125 mg(O ₂).L ⁻¹ 75 % | 35 mg.L ⁻¹ 90 % | 15 mg.L ⁻¹ 70 % | 2 mg.L ⁻¹ 80 % |
| | > 6 000 | | | | 10 mg.L ⁻¹ 70 % | 1 mg.L ⁻¹ 80 % |

5.2.2 Volumes des eaux usées traitées

La base de données nationale sur l'assainissement collectif recense 20 096 STEU urbaines en fonctionnement en 2013 en France (métropole et DOM) dont 3 776 traitent une charge brute de pollution organique supérieure à 120 kg.j⁻¹ de DBO₅. Ces STEU traitent une charge nominale de pollution de 100 millions EH provenant de 19 913 agglomérations d'assainissement (Portail d'information sur l'assainissement communal, 2015). La répartition de ces STEU en fonction de leur taille et les débits journaliers de référence cumulés par classe de STEU sont présentés dans le Tableau X.

¹⁸ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅.

Tableau X. Nombre de STEU par taille en EH, données de 2013 (Portail d'information sur l'assainissement communal, 2015).

| Taille de la STEU | < 200 EH | De 200 à 2 000 EH | De 2 000 à 10 000 EH | De 10 000 à 100 000 EH | > 100 000 EH |
|--|----------|-------------------|----------------------|------------------------|--------------|
| Nombre de STEU | 7 356 | 9 053 | 2 470 | 1 039 | 178 |
| Somme des débits de référence (m ³ .j ⁻¹) | 195 999 | 1 378 917 | 2 712 578 | 7 264 420 | 12 138 785 |

5.2.3 Qualité des eaux usées traitées

La composition des eaux usées traitées dépend d'une part de la composition des eaux usées brutes, et d'autre part des techniques d'épuration appliquées. Quelle que soit la nature de ces traitements, les eaux usées traitées restent chargées en substances minérales et organiques. Les eaux résiduaires urbaines admises à l'entrée d'une station de traitement des eaux usées véhiculent conventionnellement trois grands types de pollution : la pollution carbonée (mesurée indirectement par les paramètres DCO et DBO₅), la pollution azotée et la pollution phosphorée. Ces pollutions se répartissent sous trois formes physiques : particulaire, colloïdale et dissoute. L'épuration consiste à séparer, par des traitements physiques, physico-chimiques ou biologiques, une part plus ou moins importante de ces différentes fractions pour diminuer la pollution contenue dans les effluents rejetés dans le milieu récepteur (Anses, 2012).

La composition des eaux usées à l'entrée de la STEU est étroitement liée à la nature du bassin versant de collecte des eaux usées : les apports peuvent être directs (établissements industriels raccordés sur le réseau, effluents urbains domestiques, etc.) ou indirects (ruissellement, drainage, retombées atmosphériques, etc.).

5.2.3.1 Qualité microbiologique des eaux usées traitées

La composition microbiologique des eaux usées urbaines brutes est extrêmement variable. Elle dépend de leur origine (domestique, industrielle) et des caractéristiques du réseau d'assainissement (séparatif, unitaire, mixte). Les micro-organismes pathogènes entériques, potentiellement présents dans les eaux usées traitées ou non, incluent des virus, des bactéries, des protozoaires et des helminthes. La charge en micro-organismes pathogènes dans les eaux usées brutes est essentiellement fonction de l'état sanitaire de la population à l'origine de ces eaux usées, des industries raccordées, de l'origine hydrologique des eaux, de la saison et des conditions climatiques. Les principaux micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées de France métropolitaine sont des : salmonelles, shigelles, campylobactéries, *Escherichia coli* entéropathogènes, virus entériques, *Cryptosporidium* spp. et *Giardia intestinalis* (Afssa, 2008; Anses, 2012). Le Tableau XI présente des exemples de concentrations en micro-organismes mesurées en France dans des eaux usées traitées en fonction du type de traitement.

Tableau XI. Exemples de concentrations en micro-organismes mesurées en France dans des eaux usées traitées en fonction du type de traitement.

| Paramètres | Type de traitement | Unité | Moyenne | Min - Max | Référence |
|----------------------------|--------------------|--------------------------------|-------------------|---------------------------------------|--------------------------------|
| Coliformes thermotolérants | Boues activées | UFC.100 mL ⁻¹ | - | 2.10 ⁵ - 3.10 ⁶ | George <i>et al.</i> , 2002 |
| | Boues activées | | - | 1.10 ² - 3.10 ⁵ | |
| | Lagunage | | - | 1.10 ⁴ | |
| Coliphages somatiques | Boues activées | UFP.L ⁻¹ | 5.10 ⁴ | - | Gantzer <i>et al.</i> , 1998 |
| | Boues activées | | 1.10 ⁴ | - | |
| | Boues activées | | 1.10 ³ | - | |
| <i>E. coli</i> | Boues activées | UFC.100 mL ⁻¹ | 2.10 ⁴ | 70 - 8.10 ⁴ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Entérocoques | Boues activées | UFC.100 mL ⁻¹ | 7.10 ⁵ | 4.10 ² - 2.10 ⁷ | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| <i>Cryptosporidium</i> | Boues activées | Oocystes.100 L ⁻¹ | 4,9 | 2 - 12 | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| <i>Giardia</i> | Boues activées | kystes.L ⁻¹ | 58,9 | 4 - 440 | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |
| Entérovirus infectieux | Boues activées | UFP.L ⁻¹ | 4 | - | Gantzer <i>et al.</i> , 1998 |
| | Boues activées | | < 1 | - | |
| | Boues activées | | < 1 | - | |
| Entérovirus | Boues activées | UFP.L ⁻¹ | 0,14 | - | Vilagines <i>et al.</i> , 1997 |
| | Boues activées | Entérovirus.10 L ⁻¹ | 6,3 | 2 - 34 | Moulin <i>et al.</i> , 2010 |

Certaines étapes de traitement des eaux usées urbaines en STEU peuvent diminuer les concentrations en micro-organismes pathogènes. Les abattements observés au cours du traitement dépendent à la fois de l'étape du procédé de traitement considérée et du type de micro-organismes. Le Tableau XII présente une synthèse des abattements décrits pour divers micro-organismes pour différents types de traitement (log) (Anses, 2012).

L'Anses (2012) indique que :

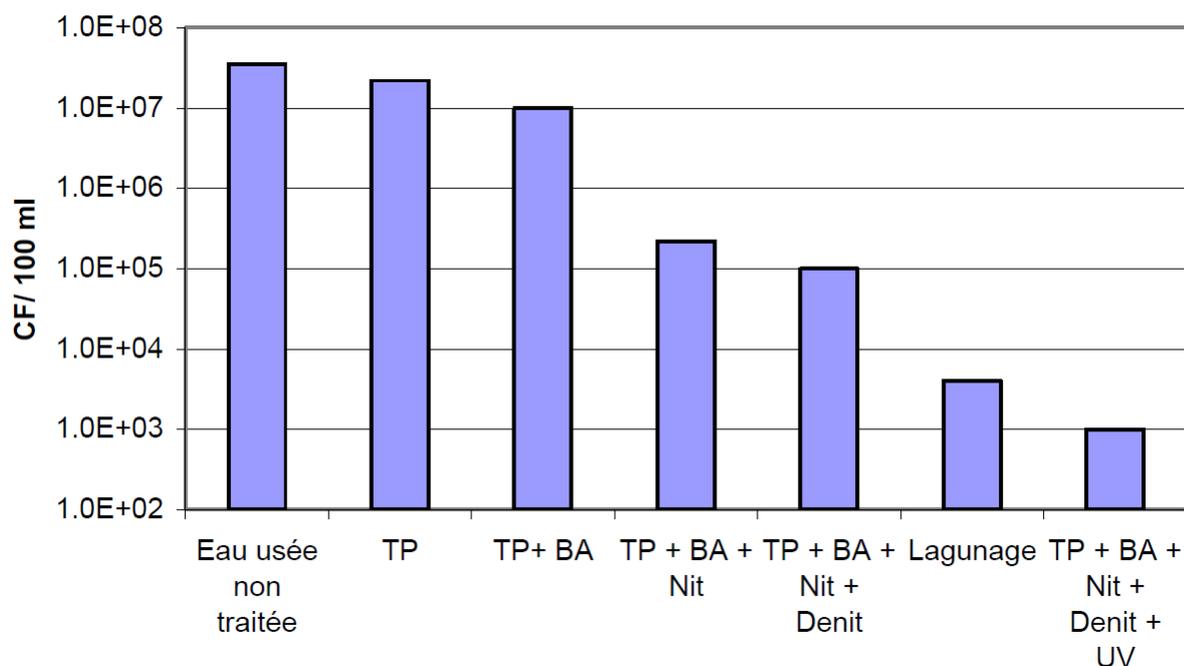
- le traitement primaire, étape de décantation, conduit à un faible abattement pour la plupart des micro-organismes (0 à 1 log), potentiellement adsorbés sur les matières décantées (Boutin *et al.*, 2009) ;
- le traitement secondaire (traitement biologique) conduit à un abattement supérieur à celui qui est observé au cours du traitement primaire et variable d'un micro-organisme à l'autre : 0 à 3 log pour les virus, les bactéries et les protozoaires, 1 à 2 log pour les helminthes (Rose *et al.*, 1996; Lucena *et al.*, 2004; Harwood *et al.*, 2005; Wéry *et al.*, 2008) et avec la nature du traitement. Après traitement secondaire, certains micro-organismes, y compris des pathogènes, sont encore présents dans les eaux usées traitées ;
- les traitements tertiaires permettent d'améliorer la qualité des effluents secondaires en diminuant les matières en suspension et les pathogènes. Sont distingués les traitements de rétention (filtration sur sable, membranes), les traitements de désinfection chimique (comprenant notamment la chloration et l'ozonation) et les traitements de désinfection photochimique (traitements UV, lagunage). Sous réserve du seuil de coupure des membranes, les traitements membranaires peuvent être efficaces sur l'ensemble des micro-organismes (Zhang et Farahbakhsh, 2007; Arevalo *et al.*, 2009; Hirani *et al.*, 2010; Kuo *et al.*, 2010; Wu *et al.*, 2010). Après traitement tertiaire, certains pathogènes peuvent cependant encore être présents dans les effluents (Rose *et al.*, 1996; Gennaccaro *et al.*, 2003; He *et al.*, 2011).

Tableau XII. Exemples d'abattement en micro-organismes (exprimé en log) observés lors des étapes de traitements et de stockage (Anses, 2012 d'après Kamizoulis, 2008).

| Traitement | Bactéries | Helminthes | Protozoaires | Virus |
|--|-----------|------------|--------------|---------|
| Traitement primaire | | | | |
| Sédimentation | 0 - 1 | 0 - 1 | 0 - 1 | 0 - 1 |
| Sédimentation + coagulation chimique | 0 - 1 | 1 - 3 | 0 - 1 | 0 - 1 |
| Traitement secondaire | | | | |
| Boues activées ou biofiltre + décantation secondaire | 1 - 3 | 1 - 2 | 0-1 | 0-3 |
| Bioréacteur à membrane – microfiltration ^a | 1 - 3 | 1 - 2 | 0-1 | 0-3 |
| Lagune aérée + sédimentation dans bassin | 1 - 2 | 1 - 3 | 0-1 | 1-2 |
| Traitement tertiaire | | | | |
| Coagulation/floculation | 0 - 1 | 2 | 1,5 - 4 | 1 - 3 |
| Filtration sur sable | 0 - 2,5 | 1 - 2 | 0 - 3 | 1 - 4 |
| Filtres | 0 - 1 | 2 - 3 | 1 - 3 | 0,5 - 3 |
| Procédés membranaires (dont bioréacteur à membranes ^b) | 3,5 - 6 | > 3 | > 6 | 2,5 - 6 |
| Chloration | 2 - 6 | 0 - 1 | 0 – 1,5 | 1 - 3 |
| Ozonation | 2 - 6 | 0 - 1 | 1 - 2 | 3 - 6 |
| Lagune | 1 - 6 | 1 - 3 | 1 - 4 | 1 - 4 |
| UV | 2 - 4 | - | > 3 | 1 - 3 |
| Stockage | | | | |
| Réservoirs de stockage | 1 - 6 | 1 - 3 | 1 - 4 | 1 - 4 |

^a D'après Wéry *et al.* (2008); ^b D'après Zhang et Farahbakhsh, 2007; Arevalo *et al.*, 2009; Hirani *et al.*, 2010; Kuo *et al.*, 2010; Wu *et al.*, 2010.

Lors des travaux du PIREN-Seine, diverses STEU situées dans le bassin et caractérisées par des capacités très différentes (de 100 à plus de 6.10^6 EH) ont été échantillonnées. La Figure 15 présente les concentrations moyennes en coliformes thermotolérants à l'issue de ces différents traitements. Ces STEU étaient caractérisées par des filières différentes incluant le traitement primaire de décantation (TP), le traitement par boues activées (BA), le traitement par boues activées prolongées avec nitrification et/ou dénitrification (BA Nit ou BA Nit + Denit), la biofiltration, la lagunage voire une étape de traitement par UV.



TP : traitement primaire de décantation ; BA : boues activées ; Nit : nitrification ; Denit : dénitrification.

Figure 15. Concentrations moyennes en coliformes thermotolérants dans les eaux usées à divers stades de traitement (valeurs moyennes pour quelques stations d'épuration françaises (d'après George *et al.*, 2002; Servais *et al.*, 2007).

L'étude de l'élimination des bactéries fécales dans les stations d'épuration les plus courantes (décantation suivie de boues activées) montre des abattements de l'ordre de 2 log, soit une rétention de 99 % de ces bactéries. Cette élimination débute lors du traitement de décantation où les bactéries fécales attachées aux MES sédimentent et se poursuit lors du traitement biologique où elles peuvent être consommées par des protozoaires. Lorsque certains traitements tertiaires de l'azote ou du phosphore sont ajoutés, on observe en général une amélioration de l'élimination des bactéries fécales ; c'est le cas lorsque le temps de rétention de l'eau dans les ouvrages de traitement par boues activées est largement accru pour permettre la nitrification et la dénitrification mais aussi lorsque des biofiltres sont utilisés. Il ressort cependant de ces observations que les eaux usées domestiques traitées contiennent encore des quantités importantes de bactéries fécales (concentration en coliformes thermotolérants en sortie de STEU dans la gamme 10^4 à $10^7 \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$).

À l'heure actuelle, il n'existe pas de réglementation européenne ou française sur la qualité bactériologique des eaux usées traitées rejetées en milieu naturel. Ainsi, en France, très peu de STEU comprennent une étape de traitement tertiaire ou visant spécifiquement à éliminer les micro-organismes (traitement de désinfection).

Un grand nombre de micro-organismes pathogènes excrétés peuvent survivre dans l'environnement (Tableau XIII). L'influence du stockage sur les changements de qualité de l'eau dépend principalement des caractéristiques des eaux usées stockées, des conditions climatiques (dont rayonnement solaire et température), des caractéristiques de l'écosystème (concentrations en nutriments, en matière organique et en micro-organismes), ainsi que des caractéristiques de conception du réservoir (capacité, surface ouverte, profondeur) et de ses modalités de fonctionnement (débit continu par rapport au stockage du lot) (Cirelli *et al.*, 2008; Lazarova et Bahri, 2008). En général, la survie des micro-organismes pathogènes est inversement proportionnelle à la température de l'eau. Si des eaux usées sont introduites en continu dans un bassin, l'eau de celui-ci contiendra en permanence des micro-organismes pathogènes viables (Edwards, 1992). Le stockage des eaux usées traitées avant recharge peut permettre une diminution de l'abondance des micro-organismes, dont les pathogènes, du fait de la limitation en

nutriments et en oxygène, du rayonnement ultra-violet et des phénomènes de compétition (Campos *et al.*, 2002; Lucena *et al.*, 2004). Toutefois, certains micro-organismes pathogènes pourraient malgré tout se développer dans ces bassins (Anses, 2012).

Tableau XIII. Survie de micro-organismes dans les eaux douces et eaux-vannes entre 20 et 30 °C (OMS, 2012).

| Organismes | | Durée de survie (jours) |
|--------------|--|---------------------------------|
| Virus | Entérovirus (Poliovirus, échovirus et virus Coxsackie) | < 120, mais habituellement < 50 |
| Bactéries | Coliformes thermotolérants | < 60, mais habituellement < 30 |
| | <i>Salmonella</i> spp. | < 60, mais habituellement < 30 |
| | <i>Shigella</i> spp. | < 30, mais habituellement < 10 |
| Protozoaires | Kystes d' <i>Entamoeba histolytica</i> | < 30, mais habituellement < 15 |
| | Oocystes de <i>Cryptosporidium</i> | < 180, mais habituellement < 70 |
| Helminthes | œufs d' <i>Ascaris</i> | Années |
| | œufs de vers plats | Plusieurs années |
| | œufs de trématodes ^a | < 30 |

^a Dans ces plages de températures et dans une eau bien oxygénée, les œufs de trématodes peuvent éclore rapidement pour donner des miracidés, qui dépériront dans les heures qui suivent s'ils ne trouvent pas un mollusque hôte intermédiaire approprié à infester. Dans des eaux plus froides ou anaérobies, les œufs de trématodes peuvent survivre pendant plusieurs mois.

5.2.3.2 Qualité chimique des eaux usées traitées

Outre le carbone, l'azote et le phosphore qui sont retrouvés majoritairement dans les eaux résiduaires urbaines, les eaux usées peuvent également contenir divers micropolluants. Les informations sur les concentrations en micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines et leurs flux à l'entrée de la STEU, leur élimination par les filières de traitement des eaux usées, leurs concentrations rejetées dans le milieu récepteur sont partielles et relativement récentes. La surveillance des STEU porte en effet classiquement sur les paramètres de suivi de la pollution carbonée, azotée ou phosphorée et des débits (arrêté du 21 juillet 2015¹⁹).

Les données du programme de recherche sur l'analyse de micropolluants prioritaires et émergents dans les rejets et les eaux superficielles (AMPERES) ont été retenues pour caractériser la qualité chimique des eaux usées traitées. Ce programme mené entre 2006 et 2009 par plusieurs équipes de recherche et coordonné par l'Irstea de Lyon avait pour objectif de déterminer la composition en micropolluants des eaux usées brutes et traitées puis de caractériser les performances épuratoires de douze filières de traitement des eaux différentes, vis-à-vis de ces contaminants. En premier lieu, un travail de hiérarchisation a permis de sélectionner une centaine de substances à rechercher (Coquery *et al.*, 2011; Martin Ruel *et al.*, 2011) : des métaux, des composés organiques volatils (COV), des alkylphénols, des HAP, des pesticides, divers composés chlorés et bromés, des phtalates ainsi que des résidus de médicaments et des hormones. Si cette étude a porté sur 21 STEU, choisies de façon à être représentatives du fonctionnement des filières de

¹⁹ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅.

traitement retenues, les concentrations en micropolluants analysés ne sont toutefois pas totalement représentatives de la pollution chimique des eaux usées traitées au niveau national.

Les niveaux des concentrations des substances détectées et quantifiées dans les eaux usées traitées en sortie de traitement secondaire de type boues activées sont présentés dans le Tableau XIV. Environ la moitié des substances prioritaires²⁰ ont été retrouvées à des concentrations supérieures à $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux usées. Dans les eaux usées brutes et pour les contaminants étudiés, les niveaux de contaminations sont les plus importants pour les métaux suivis par les résidus de médicaments, le DEHP, les alkylphénols, les COV et enfin les autres contaminants organiques. Au regard de la réglementation environnementale, les contaminants les plus préoccupants sont le Cd, le DEHP, le diuron, les alkylphénols et le chloroforme. Les substances émergentes présentant un intérêt particulier sont les produits de dégradation (AMPA, acides alkylphénol-polyéthoxy-phénoxyacétiques ou NP1EC), d'autres produits chimiques (triclosan, benzothiazole, chlorophénols, PBDE) et certains produits pharmaceutiques (par exemple, le kétoprofène, le diclofénac, le sotalol, le sulfaméthoxazole, la carbamazépine) (Martin Ruel *et al.*, 2012).

Environ la moitié des substances sont éliminées à plus de 70 % dans une filière biologique classique. Néanmoins, un certain nombre de substances sont éliminées à moins de 30 % : il s'agit de pesticides polaires (glyphosate, AMPA, diuron), de quelques produits pharmaceutiques (carbamazépine, diclofénac, propranolol, sotalol) et de carboxylates d'alkylphénols qui présentent des rendements négatifs car ils sont produits par l'oxydation biologique des alkylphénols. En effet, pour aboutir à une rétention efficace de la quasi-totalité des micropolluants, il est nécessaire de mettre en place une filière de traitement tertiaire avancée comprenant une séparation membranaire de type nanofiltration et préférentiellement osmose inverse (Jacob *et al.*, 2010), selon la nature des molécules à éliminer et une ou des étapes d'oxydation. Toutefois, les procédés d'oxydation avancée peuvent entraîner la formation de produits de dégradation (Martin Ruel *et al.*, 2012).

²⁰ Au sens de la DCE.

Tableau XIV. Niveaux de concentration des substances détectées et quantifiées dans les eaux usées traitées en sortie de traitement secondaire de type boues activées (d'après Martin Ruel *et al.*, 2011).

| | Sortie de traitement secondaire type boues activées (6 STEU) | | | | |
|----------------------|---|--|---|--|---|
| | < 0,01 µg.L ⁻¹ | 0,01 à 0,1 µg.L ⁻¹ | 0,1 à 1 µg.L ⁻¹ | 1 à 10 µg.L ⁻¹ | > 10 µg.L ⁻¹ |
| COV | | Dichlorométhane Trichloroéthylène | Trichlorométhane | Tétrachloroéthylène | |
| Pesticides | Simazine | Hexachlorocyclohexane Dieldrine Chlorpyrifos Atrazine Monobutylétain | Glyphosate Diuron | AMPA | |
| HAP | | Fluoranthène Naphtalène | | | |
| Phtalates | | | | DEHP ^a | |
| Chlorophénols | | Pentachlorophénol Tétrachlorophénol 2-bromophénol | Dichlorophénol Trichlorophénol 2,4-dibromophénol 2,4,6-tribromophénol | | |
| Alkylphénols | | 4-tert-butylphénol 4-t-octylphénol | 4-nonylphénol 4-nonylphénol-1-éthoxylate | 4-nonylphénol-2-éthoxylate 4-NP1EC ^b | |
| Métaux | | Mercure Cadmium | Cobalt Argent Étain Antimoine | Vanadium Chrome Nickel Arsenic Sélénium Molybdène Plomb Uranium | Lithium Bore Aluminium Titane Fer Cuivre Zinc Rubidium Baryum |
| Hormones | 17β-estradiol Éthinylestradiol | Estrone | | | |
| Médicaments | Timolol Bétaxolol Doxépine Imipramine Terbutaline | Oxprénolol Métoprolol Nadolol Bisoprolol Roxithromycine Diazépam Nordiazépam Amitriptyline Alprazolam Bromazépam Fluoxétine Naproxène Salbutamol | Propranolol Acébutolol Aténolol Sotalol Sulfaméthoxazole Carbamazépine Paracétamol Kétoprofène Aspirine Diclofénac | Ibuprofène | |
| Autres | | Benzothiazole Trichlorobenzène | Caféine Théophylline Tributylphosphate | | |

^a Di(2-éthylhexyl)phtalate ; ^b acides alkylphénol-polyéthoxy-phénoxyacétiques

5.3 Qualité des eaux de recharge pour quelques exemple de sites de recharge artificielle de nappes

Les tableaux dans ce paragraphe 5.3 recensent les données sur la qualité des eaux de recharge identifiées par le GT pour les exemples de sites présentés dans les paragraphes 3.2.2, 3.3.2.4 et 4.3.2. Les principales caractéristiques de ces sites, dont les traitements appliqués aux eaux brutes pour la recharge, sont synthétisées en annexe 3.

Lorsqu'un site n'est pas cité dans un tableau, c'est que trop peu de données ont été identifiées pour ce site et le type de contaminants étudié. Ainsi, le site de Crépieux-Charmy n'est jamais mentionné.

Le Tableau XV présente les caractéristiques physico-chimiques des eaux de recharge des exemples de sites de recharge artificielle de nappes. Les valeurs observées dépendent de l'origine de l'eau et des traitements appliqués, qui sont souvent eux-mêmes dépendants de l'usage final de l'eau après la recharge. Ainsi sur le site de Bolivar, la conductivité moyenne est élevée, mais compatible avec l'usage de l'eau pour l'irrigation. À l'inverse, le site de Wulpen recharge la nappe avec une eau de faible conductivité et parfois légèrement acide, qui se neutralise et se minéralise dans l'aquifère. Enfin, les eaux de recharge du site de Parafield présentent une turbidité plus élevée que celles des autres de sites.

Tableau XV. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de recharge de quelques exemples de sites de recharge artificielle de nappes.

| Paramètres | Unité | Bolivar ^a | Wulpen ^b | West Coast Basin ^c | Parafield ^a |
|---------------------------------------|---------------------|-----------------------------|---------------------|-------------------------------|------------------------|
| | | Source de l'eau de recharge | | | |
| | | Eau usée traitée | | EUT + EDCH | Eau pluviale urbaine |
| pH | - | 7,1 (n=1139) | 6,14 - 7,35 | 7,7 - 8,0 | 7,3 (n=14) |
| Conductivité | µS.cm ⁻¹ | 1900 (n=1133) | 43 (7 - 75) | - | 335 (n=15) |
| COT | mg.L ⁻¹ | 16 (n=34) | < 0,2 | 0,19 (0,14 - 0,27) | 6,9 (n=39) |
| MES | mg.L ⁻¹ | < 1 (n=299) | - | <1 | 4 (n=38) |
| Turbidité | NTU | 0,93 (n=1075) | - | 0,092 (0,05 - 0,6) | 3,9 (n=38) |
| Chlorures | mg.L ⁻¹ | 404 (n=16) | 2,7 (1,5 - 5,1) | - | 35 (n=39) |
| Nitrates | mg.L ⁻¹ | 8,6 (n=76) | 2,3 (<1 - 4,5) | - | - |
| Alcalinité (en CaCO ₃) | mg.L ⁻¹ | 125 (n=10) | 2,2 (1,7 - 3,5) | - | 77 (n=39) |

^a Page *et al.*, 2010c ; ^b Van Houtte et Verbauwheide, 2008a ; ^c Lazarova *et al.*, 2012

5.3.1 Qualité microbiologique des eaux de recharge

Le Tableau XVI présente les concentrations en quelques micro-organismes des eaux de recharge d'exemples de sites décrits dans les paragraphes 3.2.2 et 3.3.2.4. Les données disponibles concernent principalement des indicateurs de contamination fécale et des protozoaires.

Pour le site de Flins-Aubergenville, les données recensées sont principalement antérieures au changement de prétraitement des eaux de recharge, elles ne sont donc pas présentées dans le tableau. Toutefois, Haeffner (1999) mentionne une concentration en entérovirus inférieure à 3.10^{-3} UFP.L⁻¹ dans les eaux de recharge issues de la filtration par berges (0 UFP sur 379 L - 2 échantillons de 257 L et 122 L).

Les sites de Bolivar, Shafdan et Wulpen utilisent comme eaux brutes pour la recharge des effluents secondaires et les traitements appliqués à ces effluents avant la recharge comprennent soit une étape de désinfection, soit de l'osmose inverse. Pour ces sites, les eaux de recharge présentent des concentrations en micro-organismes relativement faibles en comparaison des eaux de surface (Tableau VII) ou des effluents secondaires en France (Tableau XI). Seul le site de Nardò, où les effluents secondaires subissent une chloration avant la recharge, présente une eau de recharge de moins bonne qualité que les eaux de surface.

Le site de Parafield utilise des eaux pluviales urbaines traitées qui contiennent très peu de micro-organismes indicateurs de contamination fécale. De plus, Page *et al.* (2010c) indiquent la non détection de virus entériques dans les eaux de recharge (n=5).

Tableau XVI. Concentrations en micro-organismes dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Bolivar ^a | Shafdan ^b | Wulpen ^{c, d} | Nardo ^{b, c, d} | Parafield ^e |
|-------------------------------|--|---|--|--|---------------------------------------|
| | Source de l'eau de recharge | | | | |
| | Eau usée traitée | | | | Eau pluviale urbaine |
| <i>E. coli</i> | < 1 UFC.100 mL ⁻¹ (n=244) | 0 - 1000 UFC.100 mL ⁻¹ (n=4) | 0 - 350 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 9 - 920 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 50 UFC.100 mL ⁻¹ (n=39) |
| Entérocoques | < 1 UFC.100 mL ⁻¹ (n=1) | 0 - 300 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 - 59 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 90 - 16 000 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 23 UFC.100 mL ⁻¹ (n=38) |
| Coliformes thermotolérants | < 1 UFC.100 mL ⁻¹ (n=2) | 10 - 1 000 UFC.100 mL ⁻¹ (n=4) | - | 4 500 ± 5 500 NPP.100 mL ⁻¹ | - |
| Coliformes totaux | < 1 UFC.100 mL ⁻¹ (n=1) | - | 25 - 2600 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 900 - 162 000 NPP.100 mL ⁻¹ (n=7) | - |
| Spoires de <i>Clostridium</i> | - | 0 - 500 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 - 31 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 200 - 33 000 UFC.100 mL ⁻¹ (n=3) | 10 UFC.L ⁻¹ (n=2) |
| Coliphages somatiques | - | - | 0 - 40 UFP.100 mL ⁻¹ (n=3) | 300 - 16 000 UFP.100 mL ⁻¹ (n=3) | < 94 NPP.L ⁻¹ (n=13) |
| <i>Cryptosporidium</i> | < 0,02 oocyste.L ⁻¹ (n=72) | - | 0 oocyste.L ⁻¹ (n=3) | 0,075 - 0,4 oocyste.L ⁻¹ (n=3) | - |
| <i>Giardia</i> | < 0,02 kyste.L ⁻¹ (n=72) | - | 0 - 0,06 kyste.L ⁻¹ (n=3) | 0,24 - 6,1 kyste.L ⁻¹ (n=3) | - |

- : pas de données identifiées

^a Ayuso-Gabella *et al.*, 2010 ; ^b Tandoi *et al.*, 2012 ; ^c Levantesi *et al.*, 2010 ; ^d Böckelmann *et al.*, 2009 ; ^e Page *et al.*, 2010c

5.3.1 Qualité chimique des eaux de recharge

5.3.1.1 Éléments traces métalliques (ETM)

Le Tableau XVII présente les concentrations en quelques éléments traces métalliques (ETM) des eaux de recharge pour les exemples de sites décrits dans les paragraphes 3.2.2, 3.3.2.4 et 4.3.2. Aucune des études recensées ne mentionne la spéciation des ETM présents dans les eaux de recharge.

Pour les sites de Bolivar, Parafield et Flins-Aubergenville, les concentrations mesurées dans les eaux de recharge sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les eaux usées traitées par boues activées en France (Tableau XIV - Martin Ruel *et al.*, 2011) : l'ordre du µg.L⁻¹ pour le chrome, l'arsenic, le nickel et le plomb et supérieures à 10 µg.L⁻¹ pour l'aluminium, le bore et le fer. À Wulpen, les eaux étant traitées par boues activées, ultrafiltration puis osmose inverse, les concentrations en éléments traces dans les eaux de recharge sont très faibles : seuls le fer et le manganèse sont parfois quantifiés jusqu'à une trentaine de µg.L⁻¹.

Tableau XVII. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Unité | Bolivar ^a | Wulpen ^b | Flins-Aubergenville ^c | Parafield ^a |
|------------|--------------------|-----------------------------|---------------------|----------------------------------|------------------------|
| | | Source de l'eau de recharge | | | |
| | | Eau usée traitée | | Eau de surface | Eau pluviale urbaine |
| Fe | µg.L ⁻¹ | 36 (n=8) | < 5 - 31,2 | 133 - 142 (n=2) | 531 (n=39) |
| Mn | µg.L ⁻¹ | 15 (n=8) | < 0,05 - 24,5 | - | 50,2 (n=39) |
| As | µg.L ⁻¹ | 1,7 (n=17) | - | 1,32 - 1,33 (n=2) | 1 (n=39) |
| Ni | µg.L ⁻¹ | 8 (n=16) | < 2 | 6,67 - 6,84 (n=2) | 0,9 (n=37) |
| B | µg.L ⁻¹ | 290 (n=18) | - | 73,9 - 77,3 (n=2) | 46 (n=20) |
| Cr | µg.L ⁻¹ | 3,1 (n=16) | < 2 | < 0,05 (n=2) | < 3 (n=37) |
| Pb | µg.L ⁻¹ | 0,58 (n=16) | < 3 | < 0,1 (n=2) | 0,6 (n=37) |
| Al | µg.L ⁻¹ | 110 (n=17) | <10 | < 5 (n=2) | 169 (n=37) |

- : pas de données identifiées

^a Page *et al.*, 2010c ; ^b Van Houtte et Verbauwheede, 2008a ; ^c Bruchet *et al.*, 2009

5.3.1.2 Contaminants chimiques organiques

Le Tableau XVIII présente les concentrations en quelques contaminants chimiques organiques des eaux de recharge pour les exemples de sites décrits dans les paragraphes 3.2.2, 3.3.2.4 et 4.3.2. Compte tenu de la diversité des contaminants organiques d'intérêt, les études sont souvent focalisées sur un nombre limité de composés. Les disparités dans les contaminants faisant l'objet d'un suivi limitent la possibilité de comparaison entre les différents sites.

Les substances émergentes ont souvent été retenues pour les suivis. Les contaminants les plus fréquemment recherchés dans les eaux de recharge pour les sites retenus en exemple sont des résidus de médicaments. Parmi ces contaminants, la carbamazépine, le sulfaméthoxazole et l'iopromide sont les plus fréquemment quantifiés et présentent les concentrations les plus importantes (jusqu'au µg.L⁻¹ pour la carbamazépine et l'iopromide sur les sites de Shafdan et Nardò).

Sur le site de Wulpen, les contaminants chimiques organiques recherchés n'ont pas été quantifiés. Ces résultats sont en cohérence avec les traitements avancés subis par les eaux usées avant la recharge (jusqu'à l'osmose inverse) et les résultats observés pour les éléments traces. Les eaux de recharge de Flins-Aubergenville présentent des concentrations inférieures à celles des trois autres sites. Pour ce site, les concentrations en carbamazépine et en sulfaméthoxazole sont inférieures d'un facteur dix aux concentrations maximales quantifiées dans les eaux de surface en France métropolitaine (Tableau VIII - Botta et Dulio, 2014). Les sites de Shafdan, Nardò et Montebello présentent des gammes de concentrations similaires pour les contaminants étudiés. Les concentrations en carbamazépine et en sulfaméthoxazole pour les trois sites et en diclofénac pour le site de Nardò sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les eaux usées traitées par boues activées en France (Tableau XIV - Martin Ruel *et al.*, 2011). Pour les sites de Shafdan et de Montebello, les concentrations en diclofénac sont inférieures d'un facteur dix à celles observées dans les eaux usées traitées par boues activées en France.

De manière générale, sur ces sites, il existe une grande disparité des concentrations en fonction des contaminants, de l'origine de l'eau et des filières de traitements utilisées. Toutefois, pour certains contaminants, des différences de concentrations sont observées entre des eaux de mêmes origines, comme c'est le cas pour le benzotriazole. Dans nos exemples, les procédés de traitement qui sont appliqués aux eaux brutes pour la recharge ne visent pas à abattre les contaminants chimiques organiques. Aussi, pour la majorité des sites, certains contaminants sont retrouvés à des concentrations similaires à celles retrouvées dans les eaux de même origine que celle des eaux brutes utilisées pour la recharge. L'hétérogénéité des types de contaminants et des concentrations dans les eaux de recharge limite la généralisation et rend difficile la définition *a priori* de composés organiques représentatifs de pressions spécifiques (traceurs).

Tableau XVIII. Concentrations en contaminants chimiques organiques dans les eaux de recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Unité | Bolivar ^a | Shafdan ^c | Nardò ^c | Wulpen ^c | Montebello ^f | West Coast Basin ^g | Flins-Aubergen-ville ^h | Parafield ⁱ |
|------------------|--------------------|-----------------------------|--------------------------|---------------------------------|---------------------|-------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|------------------------|
| | | Source de l'eau de recharge | | | | | | | |
| | | Eau usée traitée | | | EUT + ESU | EUT + EDCH | Eau de surface | Eau pluviale urbaine | |
| Atrazine | ng.L ⁻¹ | 9,2 | - | - | - | < 5 | - | 19 - 23 (n=5) | < 10 (n=12) |
| DEHP | ng.L ⁻¹ | - | - | - | - | - | < 470 - 580 | 367 - 509 (n=5) | < 20 000 |
| Caféine | ng.L ⁻¹ | 13 | - | - | - | < 100 | - | < LoQ - 34,3 (n=4) | 70 (n=4) |
| Carbamazépine | ng.L ⁻¹ | 125 | 900 - 1 400 ^d | 750 ^e 500 - 1 000 | < 2 ; < 10 | 330 | - | 42,1 - 69,9 (n=4) | < 10 |
| Sulfaméthoxazole | ng.L ⁻¹ | < 1 | 240 - 260 | 195 ^e 0 - 400 | < 2 ; < 10 | 460 | - | 6 - 8 (n=4) | < 10 (n=4) |
| Diclofénac | ng.L ⁻¹ | < 1 | < 20 | 250 ^e | < 5 ; < 50 | 24 | - | 9,3 - 11,5 (n=4) | < 10 |
| Iopromide | ng.L ⁻¹ | 183 | 4 100 ^e | 350 ^e | < 2 ; < 20 | 2 700 | - | - | < 200 |
| Bisphénol A | ng.L ⁻¹ | < 100 | - | 250 - 600 | < 5 ; < 25 | < 5 | - | - | - |
| Octylphénol | ng.L ⁻¹ | - | - | - | - | < 25 | - | 50 - 570 (n=5) | - |
| Benzotriazole | ng.L ⁻¹ | - | 1 600 - 3 000 | < 0,1 | < 10 ; < 50 | - | - | - | - |
| NDMA | ng.L ⁻¹ | < 5 - 5 | 0 - 5 | 30 | > 1 | - | - | - | < 5 |
| Chloroforme | ng.L ⁻¹ | 40 000 (n=2) | - | - | - | - | < 21 - 900 | - | < 1 000 |
| DEET | ng.L ⁻¹ | 51 | - | - | - | 320 | - | - | 120 (n=4) |

- : pas de données identifiées

^a Ayuso-Gabella *et al.*, 2010 ; ^b Barry *et al.*, 2010 ; ^c Ernst *et al.*, 2012 ; ^d Arye *et al.*, 2011 ; ^e DEMEAU, 2015 (moyenne) ;

^f Laws *et al.*, 2011 ; ^g Lazarova *et al.*, 2012 ; ^h Bruchet *et al.*, 2011 ; ⁱ Page *et al.*, 2010c ; ^j Page *et al.*, 2009

5.4 Conclusions

Deux types d'eaux brutes pour la recharge ont été considérés dans ce rapport comme utilisables en France : les eaux de surface et en particulier les cours d'eaux, et les eaux usées traitées. Les deux types d'eau véhiculent souvent une grande diversité de contaminants microbiologiques et chimiques.

La qualité des eaux de surface est très variable et dépend du fonctionnement hydrologique de la ressource, des activités sur le bassin versant et des rejets qui s'y déversent. Une même ressource peut présenter de fortes variations temporelles de volume disponible et de qualité. Les ressources superficielles sont sensibles aux rejets autorisés et aux déversements en cas de dysfonctionnements des filières de traitement ou d'accidents, qui peuvent ponctuellement entraîner une concentration importante en contaminants. Les eaux de surface subissent une très forte influence des rejets des STEU domestiques et des zones urbanisées. La plupart des études sur la qualité microbiologique des eaux de surface montrent de fortes variations de concentrations en micro-organismes pathogènes qui s'expliquent par les caractéristiques différentes du prélèvement : lieu (proximité des rejets, usages des bassins versants), saison et pluviométrie. Les métaux et éléments traces présents dans les milieux aquatiques peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Le baryum, le zinc, le cuivre, le bore, le nickel, le titane et le vanadium sont fréquemment quantifiés dans les cours d'eau en France métropolitaine. Concernant les contaminants organiques surveillés dans le cadre de la DCE, des pesticides sont présents dans 93 % des eaux prélevées aux points de suivi des cours d'eau métropolitains et d'autres micropolluants organiques (dont sept sur dix sont des HAP) sont détectés dans 86 % des points de mesure en métropole. Les principaux résultats d'une campagne d'analyses portant sur des contaminants émergents montrent une forte présence de métabolites de pesticides, et même de pesticides interdits (quizalofop, ométhoate), ainsi que de produits de soins corporels, d'additifs d'essence et de résidus de médicaments, dont des anti-inflammatoires non stéroïdiens et des anxiolytiques (Botta et Dulio, 2014).

La qualité des eaux usées traitées dépend de la qualité des eaux usées brutes et des traitements mis en place. La réglementation française impose pour les effluents de STEU des contraintes qui portent sur les paramètres de suivi de la pollution carbonée, azotée ou phosphorée. Les principaux micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées en France métropolitaine sont les salmonelles, les shigelles, les campylobactéries, des souches d'*Escherichia coli* entéropathogènes, des virus entériques, les *Cryptosporidium* spp et *Giardia intestinalis*. Les abattements observés au cours du traitement dépendent à la fois du procédé de traitement considéré et du type de micro-organismes. Environ la moitié des substances présentes dans les eaux usées traitées brutes sont éliminées à plus de 70 % dans une filière biologique classique. Néanmoins, un certain nombre de contaminants sont éliminés à moins de 30 % : par exemple, des pesticides ou leurs produits de transformation polaires (glyphosate, AMPA, diuron), certains résidus de médicaments (carbamazépine, diclofénac, propranolol, sotalol) et des carboxylates. La mise en œuvre de traitements avancés (dont des procédés d'oxydation, d'adsorption ou membranaires) peut permettre de diminuer les concentrations en contaminants microbiologiques et chimiques dans les eaux usées traitées.

La qualité des eaux de recharge a été étudiée pour les sites de recharge artificielle de nappes retenus comme exemples dans le rapport. Les concentrations en micro-organismes dans les eaux de recharge considérées sont souvent inférieures à celles observées dans des eaux brutes de même origine en France (eaux usées traitées ou eaux de surface). Les traitements appliqués aux eaux brutes pour la recharge n'ont pas forcément d'effet sur les concentrations en contaminants chimiques. Ainsi, pour les ETM et pour certains contaminants chimiques organiques (par exemple carbamazépine et sulfaméthoxazole), les concentrations dans les eaux de recharge de certains sites sont du même ordre de grandeur que celles décrites dans les eaux usées traitées par boues activées en France. Enfin, lorsque des traitements avancés sont appliqués sur les eaux brutes avant la recharge, comme c'est le cas à Wulpen (Belgique) avec une étape d'osmose inverse, ces eaux présentent une très faible contamination microbiologique et chimique.

6 Aspects techniques de la recharge des nappes

Ce chapitre présente tout d'abord les différents types de dispositifs de recharge artificielle de nappes existants de par le monde. Il expose ensuite les problèmes et contraintes techniques à prendre en compte et à maîtriser dans les projets de recharge de nappes. Ceux-ci peuvent en effet avoir des conséquences sanitaires en impactant la qualité des eaux de la nappe rechargée. Enfin, le devenir des contaminants lors de la recharge artificielle de nappes est abordé.

6.1 Typologie des dispositifs de réalimentation

Plusieurs types de dispositifs de recharge artificielle de nappes existent. Les lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a) en ont retenu 13 qui se résument aux trois types de la Figure 16. Dans la majorité des dispositifs, l'eau destinée à être infiltrée est soit apportée sur le sol ou dans la zone non saturée d'une nappe libre : infiltration ou recharge indirecte ; soit injectée en subsurface depuis le sol jusqu'à la zone saturée : injection ou recharge directe en nappe libre, semi-captive ou captive.

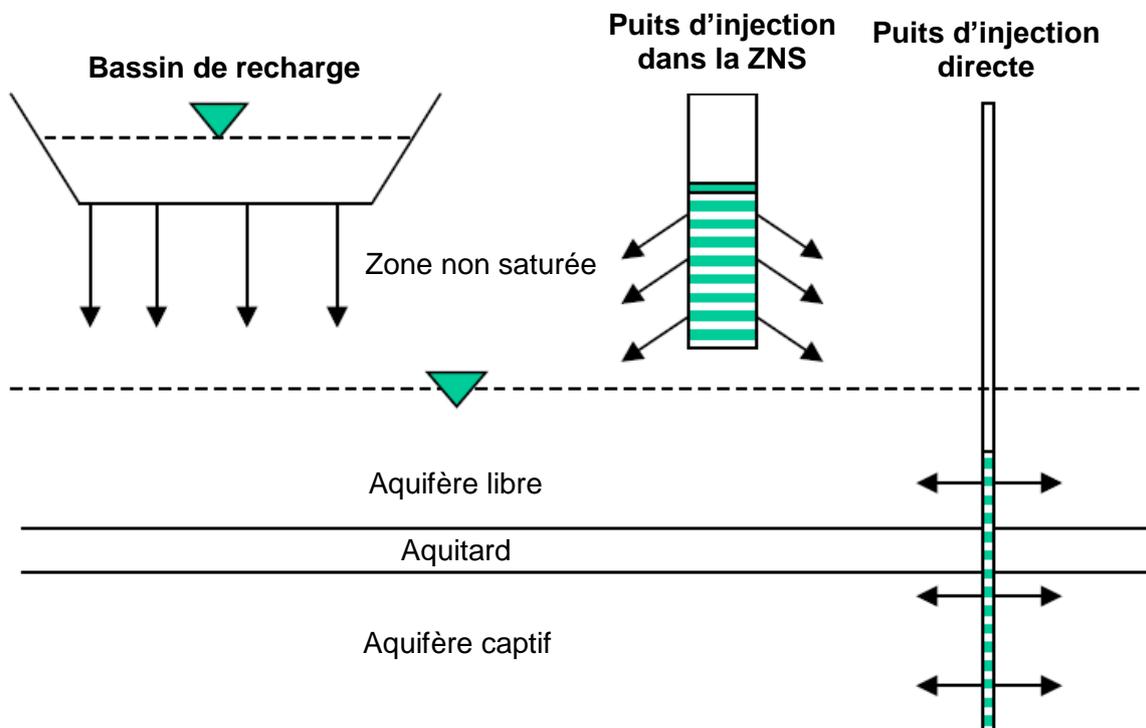


Figure 16. Trois principaux dispositifs de recharge artificielle de nappe (US EPA, 2012).

6.1.1 Infiltration ou recharge indirecte

Parmi les dispositifs d'infiltration existants, on peut citer :

- les bassins d'infiltration :
 - avec des eaux de surface comme pour le site de Crépieux-Charmy, France (paragraphe 4.3.2.2) ;
 - avec des eaux usées traitées infiltrées dans du sable dunaire comme pour le site de Wulpen, Belgique (paragraphe 3.3.2.4.1) ;
 - avec des eaux usées traitées pour un traitement complémentaire par la ZNS de l'aquifère (soil aquifer treatment : SAT) comme pour le site de Shafdan, Israël (paragraphe 3.2.2.4) :

- les barrages ;
- les galeries d'infiltration en nappe libre en ZNS ;
- les puits dans la ZNS d'une nappe libre.

La recharge indirecte ne concerne que la partie libre de la nappe. Les dispositifs d'infiltration sont réalisés en découpant les horizons organiques du sol. Ils ne permettent pas de mettre à profit leurs propriétés de rétention, parmi lesquelles l'adsorption. En revanche, ils utilisent celles de la zone non saturée, qui comporte généralement des argiles, des oxydes de fer et éventuellement de la matière organique (capacité de rétention, adsorption sur les argiles, condition d'oxydo-réduction).

6.1.2 Injection ou recharge directe

Parmi les dispositifs d'injection directe dans l'aquifère, on recense :

- le stockage et reprise par injection (forage) au même point de l'aquifère (aquifer storage, and recovery ASR) comme pour le site de Bolivar, Australie (paragraphe 3.2.2.2) ;
- le stockage, transport et reprise en aquifère par forages (aquifer storage, transfer and recovery : ASTR) pour lequel les points d'injection et de reprise sont distincts, comme pour le site de Parafield, Australie (paragraphe 3.2.2.3).

Dans les deux cas, l'injection directe permet la recharge des nappes libres et captives. Ces dernières sont isolées de la recharge verticale par une couche imperméable. Abrisée de la lumière, l'eau de recharge n'est pas sujette aux proliférations algales. Le dispositif d'ASR consiste juste en un stockage de l'eau qui est récupérable en période sèche. Le dispositif ASTR ajoute le facteur de sécurité offert par le temps de séjour de l'eau entre le forage d'injection et celui de récupération.

6.1.3 Cas de la filtration par berge

La filtration par berge est connue pour son efficacité de rétention de nombreux contaminants par filtration horizontale. La filtration par berge est induite de manière plus ou moins volontaire lors de l'exploitation de captages situés à proximité de cours d'eau (aquifères alluviaux). La productivité de ces ouvrages est très importante, et elle constitue en France la première ressource en eau souterraine. Néanmoins il est difficile d'agir sur le taux de réalimentation ou sur le niveau du cours d'eau réalimentant la nappe. L'objectif de cette pratique est l'épuration de l'eau par le sol et l'eau n'est pas stockée dans l'aquifère. En conséquence, la filtration par berge n'est pas considérée par le GT comme un dispositif de recharge artificielle de nappe. Elle peut toutefois être utilisée avant la recharge pour épurer de l'eau à travers des berges constituées de matériaux très perméables comme pour le site de Flins-Aubergenville (paragraphe 4.3.2.1).

■ Différence filtration sur berge – infiltration

La filtration par berge est une filtration horizontale alors que les dispositifs de recharge artificielle, généralement constitués de bassins d'infiltration, sont des dispositifs verticaux.

La filtration sur berge utilise les propriétés physiques (filtration) et physico-chimiques (barrière redox) de l'interface entre l'eau de surface et l'eau souterraine. Cette interface est une vaste surface qui peut s'étendre sur plusieurs centaines de mètres de longueur. La stimulation des processus se fait grâce au rabattement occasionné par les pompes situés à plusieurs dizaines de mètres de la berge.

La filtration sur berge se produit dans la zone saturée de l'aquifère et s'accompagne du mélange des eaux de surface avec celles de la nappe sans qu'il soit possible de maîtriser ce dernier et sans connaissance précise des flux échangés (localisation et débit).

La recharge artificielle s'effectue à partir de zones ponctuelles (bassins ou forages) soit dans la zone non saturée, soit dans la zone saturée. Les injections dans la zone saturée se font surtout dans des nappes captives (Parafield, Bolivar, West Basin), les infiltrations dans la zone non saturée dans des nappes libres (Wulpen). Les flux de recharge sont dans tous les cas parfaitement connus, et le trajet entre le lieu d'infiltration et la nappe n'est que de quelques mètres à quelques dizaines de mètres.

6.2 Problèmes et contraintes techniques

6.2.1 Colmatage des dispositifs de recharge artificielle de nappe

L'eau utilisée pour la recharge artificielle de nappes peut être chargée de matières en suspension, ce qui a pour conséquence le colmatage plus ou moins important de la zone d'infiltration ou d'injection. Ce colmatage a une conséquence physique qui se traduit par la fermeture de la porosité induisant la diminution locale de la perméabilité, et une conséquence géochimique qui est le confinement du milieu. Ce processus de colmatage a trois causes principales :

- la fixation des matières en suspension et des gaz présents dans l'eau d'alimentation (processus physique),
- la réaction de l'eau de recharge avec l'eau de la nappe et avec les terrains encaissants (processus chimique) ;
- le développement de bactéries, de champignons (plus rare) ou d'algues (processus biologique).

Toutes les installations de réalimentation sont confrontées à la problématique du colmatage, le colmatage mécanique par les matières en suspension étant le plus couramment observé (Bourguet, 1971). Le colmatage par les MES, dont l'épaisseur varie de quelques millimètres à quelques centimètres ne se limite généralement pas à un colmatage superficiel. Les particules fines peuvent s'accumuler plus en profondeur. D'autres formes de colmatage sont également possibles mais sont moins souvent étudiées car leurs effets sont souvent masqués par le colmatage mécanique. Il s'agit des colmatages biologiques, chimiques et gazeux. Le colmatage biologique est souvent observé à cause du développement d'algues en raison de la présence de matières organiques dans l'eau. Un colmatage important peut également résulter du développement de bactéries dans la couche filtrante. Le colmatage chimique provient le plus souvent d'une précipitation de calcite ou d'oxydes de fer. La calcite précipite dans les eaux sursaturées en calcite, à cause d'un dégazage de CO₂ lors de l'injection, ou de la consommation de CO₂ par les algues dans un bassin d'infiltration. Les processus chimiques s'accompagnent du gonflement des argiles par échange d'ions, de précipitations (ex : CaCO₃) par augmentation de température et de pression, en particulier pour les nappes profondes. Le fer est l'agent le plus fréquemment en cause dans le colmatage chimique.

Le colmatage réduit la vitesse d'écoulement de l'eau et le débit infiltré ou injecté. Le principal problème rencontré sur les dispositifs de recharge est :

- pour la recharge par infiltration, le colmatage de la surface d'infiltration, du fond des bassins, des flancs des tranchées et des puits en zone non saturée ;
- pour la recharge par injection directe dans la nappe, celui de l'interface puits-aquifère (Bize *et al.*, 1972; Bouwer, 2002).

À partir de plusieurs cas, Perez-Paricio et Carrera (1998) ont estimé que les colmatages mécanique et biologique devenaient notables si l'on s'écartait des valeurs présentées dans le Tableau XIX. Ces valeurs ont été reprises dans la thèse d'Haefner (1999) traitant du site de Flins-Aubergenville.

Tableau XIX. Critères de colmatage des systèmes de recharge artificielle (Perez-Paricio et Carrera, 1998).

| Type de recharge | Recharge superficielle | Recharge par puits d'injection |
|----------------------|-----------------------------|--------------------------------|
| Paramètres limitants | MES < 10 mg.L ⁻¹ | MES < 1 mg.L ⁻¹ |
| | Turbidité < 5 NTU | Turbidité < 1 NTU |
| | COT < 10 mg.L ⁻¹ | COT < 5 mg.L ⁻¹ |

6.2.1.1 Injection

Les forages d'injection sont conçus comme les forages destinés aux prélèvements. Lors de la recharge, ces ouvrages peuvent être affectés par un colmatage qui réduit la perméabilité du milieu poreux. Sur ces dispositifs, le colmatage se produit dans la formation aquifère qui n'est pas directement accessible. Le colmatage peut apparaître après quelques jours ou quelques semaines. Concernant le colmatage chimique, la difficulté principale réside dans le fait que la géochimie de la matrice solide dépend de la lithologie et de la structure géologique du site. Un colmatage biologique par des bactéries est également possible lorsque l'eau contient de la matière organique (boues gélatineuses, précipitation d'hydroxydes et de sulfures de fer). Même s'il existe des méthodes de décolmatage, la prévention du processus s'impose. À cette fin, l'US EPA (2012) préconise le décapage des horizons superficiels pour faciliter l'aération du sol, ainsi qu'un prétraitement poussé (osmose inverse) de l'eau à infiltrer.

6.2.1.2 Infiltration

L'entretien régulier des bassins, par défloculation de la paroi du puits ou grattage du fond du bassin, est nécessaire et la prévention de ce processus passe notamment par la réduction préalable de MES. Pour conserver la conductivité hydraulique des bassins, la réalisation de deux bassins permet un curage du fond du bassin suivi d'un temps de séchage. L'alternance de périodes d'infiltration et de périodes d'assec facilite la récupération de la perméabilité. Sur certains sites (Dehesa de Guadix), le temps de séchage a été allongé par rapport au temps d'infiltration, pour optimiser la restauration des propriétés infiltrantes. Périodiquement, un curage du fond du bassin est réalisé.

En cas d'infiltration dans la zone non saturée, on ne peut pas éliminer le colmatage profond malgré les rétrolavages effectués. La durée de vie des ouvrages n'excède alors pas 5 ans (US EPA, 2012).

■ Exemple du site de Flins-Aubergenville, France

Les bassins d'infiltration des eaux de la Seine du site de recharge artificielle de Flins-Aubergenville (description détaillée paragraphe 4.3.2.1), mis en service en 1980, ont été complètement colmatés en 1991. Ce colmatage était principalement lié à des phénomènes biologiques (dépôts d'algues et croissance bactérienne) et/ou chimiques (précipitation de calcite due à la croissance des algues notamment). Différents essais de décolmatage ont été conduits dont le raclage des 15 premiers centimètres de craie, la réalisation de tranchées drainantes garnies de sable et la fracturation avec des explosifs dans la zone non saturée (5 m). Cette dernière méthode s'est révélée la plus efficace. Le procédé Bi'eau a été mis en place afin de régler ces problèmes de colmatage. Il utilise les capacités de filtration naturelle et de capacité épuratoire des aquifères en faisant circuler l'eau par des systèmes de traitement successifs, d'abord en conditions réductrices suivies par une recharge artificielle dans le contexte oxydant d'un bassin d'infiltration.

6.2.2 Changement des conditions physico-chimiques dans la zone non saturée

L'évolution des conditions physico-chimiques de la ZNS ne concerne que la recharge artificielle par infiltration de surface ou par injection dans des puits peu profonds au sein de la zone non saturée, car l'injection directe dans la zone saturée court-circuite ce milieu.

Les cycles de mise en eau et de séchage induisent des alternances de conditions anoxiques et oxydantes. Ainsi, lors de la mise en eau, la saturation de la porosité élimine l'atmosphère du sol et le milieu devient réduit ; lors du séchage, l'atmosphère du sol communique avec l'atmosphère extérieure, rendant le milieu oxydant. Si la gestion des temps est bien adaptée, l'équilibre redox ne se réalise pas et le régime géochimique transitoire perdure.

Les milieux réduits présentent un risque de passage en solution des éléments-traces métalliques. En effet, pour de nombreux éléments métalliques (Fe, Mn, etc.), lorsque le milieu est oxydant et/ou basique, l'élément est sous forme minérale solide (oxyde ou hydroxyde), lorsque le milieu est réduit et/ou acide, l'élément est sous une forme ionique (Toze, 2003).

Il n'est pas possible de dégager des paramètres généraux, car les conditions redox dépendent à la fois de la composition de l'eau utilisée pour l'infiltration et des caractéristiques du milieu : porosité, perméabilité et géochimie.

■ Exemple du site de Shafdan, Israël (Goren *et al.*, 2014)

Sur le site de Shafdan, les variations nycthémérales et saisonnières de l'oxygène et des espèces carbonées et azotées ont été étudiées sur l'un des bassins d'infiltration utilisés pour recharger l'aquifère avec des effluents prétraités, ainsi que sur le sommet de la zone non saturée. Le rayonnement solaire et l'aération sont les deux principaux facteurs environnementaux qui contrôlent la composition chimique de l'effluent dans le bassin et la zone non saturée sommitale.

À l'entrée du bassin, l'enrichissement en oxygène est dû au mode d'introduction de l'effluent, avec une fontaine d'entrée et des turbulences pendant le remplissage. L'oxygène dissous, le pH et le carbone minéral dissous fluctuent à l'échelle journalière en fonction de la photosynthèse diurne et de la respiration nocturne : la concentration en carbone minéral décroît, alors que le pH et la teneur en oxygène augmentent pendant la journée.

Ni la zone non saturée, ni le bassin ne montrent de fluctuations journalières du carbone organique dissous et des espèces minérales azotées (ammonium, nitrates). Les variations de concentration significatives observées au fil des saisons au sommet de la zone non saturée résultent de changements dans l'efficacité de l'aération et dans les opérations d'exploitation.

Dans le but de maintenir un potentiel redox élevé, ces résultats permettent de recommander :

- des cycles courts d'inondation et un séchage allant jusqu'à la dessiccation totale,
- le remplissage du bassin pendant la journée, afin de maximiser la production d'oxygène, et la réduction de l'infiltration la nuit.

6.2.3 Interactions eau-roche dans la zone saturée

La recharge artificielle dirige vers la nappe des eaux d'une autre ressource qui a nécessairement une composition chimique et microbiologique différente de l'eau native. Sur un même bassin versant, les eaux de surface ont le même profil géochimique que les eaux souterraines, mais avec des concentrations différentes, ces dernières étant plus minéralisées en raison d'une grande surface de contact entre l'eau et la matrice et d'un temps de séjour beaucoup plus important dans une section de nappe que dans un bief de rivière. Du point de vue hydrochimique, l'eau injectée peut-être en déséquilibre avec la roche encaissante : une eau peu minéralisée et agressive peut dissoudre des minéraux solubles de l'aquifère, tels que les carbonates. Les principaux effets observés de la dissolution de l'aquifère sont l'effondrement des puits, la production d'eau turbide et l'affouillement de la couche imperméable, ainsi que les problèmes de mobilisation de métaux et d'oxydo-réduction de minéraux sulfurés (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Si l'aquifère est pauvre en carbonates, le rôle de l'aquifère dans la reminéralisation des eaux rechargées peut disparaître

avec le temps, avec l'épuisement du stock de minéraux solubles comme c'est le cas sur le site de Wulpen en Belgique.

Afin de lutter contre la dissolution de l'aquifère, les lignes directrices australiennes sur la recharge artificielle de nappe recommandent un ajustement du pH et du potentiel redox de l'eau injectée, ainsi que la limitation de la concentration en carbone organique labile (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

La compatibilité géochimique de l'eau infiltrée avec la matrice solide doit être vérifiée par modélisation. Certains états américains (Californie, Floride) demandent que l'eau injectée respecte les valeurs de référence pour l'EDCH, ils réclament également un contrôle strict du pH.

Une eau riche en carbone organique est susceptible de faire passer les oxydes et hydroxydes de métaux sous forme ionique en agissant sur le potentiel redox. Ainsi, certains états américains (Californie, Floride) demandent un contrôle strict du potentiel redox pour éviter par exemple la lixiviation de l'arsenic.

Lorsque la roche aquifère contient de la pyrite, l'oxydation de ce minéral libère non seulement du fer, mais aussi tous les éléments associés, comme le cuivre ou l'arsenic. Sur le site de Parafield en Australie, l'oxydation de la pyrite par l'injection induit une augmentation de la concentration en fer dans l'eau de la nappe.

Ainsi, la compatibilité des eaux avec le site de recharge dépend du site (géochimie, hydrochimie de la nappe) et de la composition de l'eau de recharge. Chaque site et chaque type d'eau présentent des caractéristiques différentes, de sorte qu'il n'est pas possible de proposer des valeurs à atteindre pour les paramètres à suivre.

■ Exemple du site de Bolivar, Australie

Sur le site de Bolivar, plusieurs cycles de stockage/repompage montrent des pics d'arsenic soluble pouvant atteindre $190 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux stockées dans la nappe lors de la recharge. La concentration reste faible pendant la phase d'infiltration et augmente pendant la phase de stockage, lorsque le temps de transfert de l'eau s'accroît dans la nappe. La phase de repompage fait redescendre les concentrations en arsenic (Vanderzalm *et al.*, 2007).

■ Exemple du site de Shafdan, Israël

Sur le site de Shafdan, qui a fait l'objet d'un suivi sur toute la durée d'exploitation, un accroissement important de la teneur en manganèse dans les eaux souterraines issue de la recharge artificielle a été observé, sans lien avec les concentrations en Mn dans les eaux de recharge (Figure 17). Les investigations ont montré que cette augmentation des concentrations résulte de la modification des équilibres redox qui entraîne la dissolution des oxydes de manganèse de l'encaissant (Oren *et al.*, 2007).

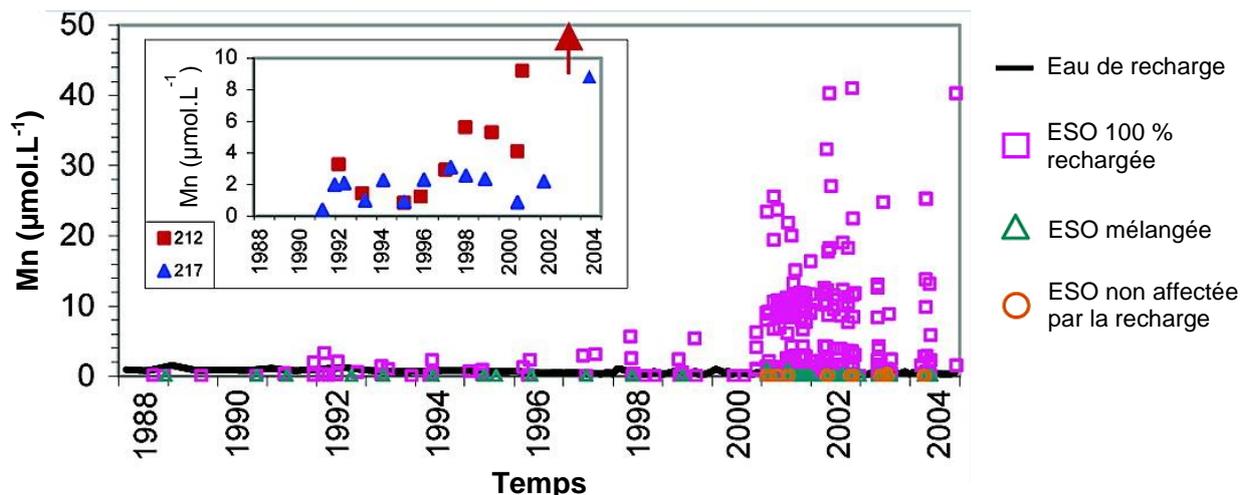


Figure 17. Évolution des concentrations en Manganèse dans les eaux de la nappe sur le site de Shafdan (Oren *et al.*, 2007).

6.2.4 Charge hydraulique

La charge hydraulique dépend des conditions du site (porosité, conductivité hydraulique, épaisseur de la zone non saturée) et du débit d'eau apporté. Par ailleurs, il convient de définir une lame d'eau acceptable par la perméabilité du terrain, pour ne pas saturer la zone d'injection, ce qui aurait pour effet le passage d'aérobiose en anaérobiose (US EPA, 2012).

Les problèmes de charge hydraulique dépendent de l'hydrogéologie du site. Une charge trop importante appliquée à une nappe peu profonde peut avoir pour conséquence la formation d'un dôme piézométrique dépassant l'altitude du sol en certains endroits, provoquant l'inondation des terrains ou le lessivage de polluants depuis un site contaminé. Dans une nappe captive, une surpression d'injection peut faire rompre la couche imperméable qui limite l'aquifère ou bien rendre les forages artésiens (NRMCC-EPHC-NHMRC, 2009a).

6.2.5 Mélange des eaux

De nombreux projets de recharge artificielle de nappes reposent sur un mélange de l'eau de recharge avec l'eau souterraine native en utilisant l'écoulement naturel de la nappe pour l'homogénéisation. Cependant, certains milieux ne permettent pas une homogénéisation rapide des eaux. Ainsi :

- dans les milieux carbonatés karstifiés, les drains privilégient certains transits (exemple de Parafield en Australie, description détaillée du site paragraphe 3.2.2.3) ;
- la présence de lentilles silteuses dans une formation sableuse contraint l'écoulement des eaux injectées (exemple de Wulpen en Belgique, description détaillée du site paragraphe 3.3.2.4.1).

Par ailleurs, lorsque la recharge artificielle de nappes est utilisée pour créer une barrière hydraulique dans un aquifère saumâtre, la différence de densité entre l'eau douce et l'eau saumâtre entraîne la formation d'une poche d'eau douce flottant sur l'eau plus minéralisée ce qui ne permet pas un mélange homogène de l'eau de recharge avec l'eau souterraine native. C'est par exemple le cas sur le site de Wulpen en Belgique (description détaillée du site paragraphe 3.3.2.4.1).

6.3 Devenir des contaminants

La taille des grains constitutifs des aquifères et leur organisation déterminent la porosité du milieu et en conséquence la vitesse d'écoulement des fluides. Un terrain de texture fine sera donc plus

enclin à retenir les contaminants mais il pourra également limiter la percolation des eaux en fonction de sa structure (Bataillard *et al.*, 2012).

Dans les aquifères fissurés ou karstiques, l'eau interagit avec une très faible surface de la masse rocheuse. La distribution de l'eau de recharge est donc peu prévisible. Les opportunités sont réduites pour que le biofilm de l'aquifère interagisse avec les constituants de l'eau de recharge de l'écoulement le plus rapide. Dans un aquifère karstique, la zone d'atténuation peut donc être beaucoup plus étendue que dans un aquifère classique (Figure 18). Par ailleurs, les aquifères fracturés et karstiques demandent plus d'un puits d'observation, pour tenir compte de l'hétérogénéité des temps de transfert et de transit (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). En France, ce type d'aquifère se retrouve dans le Jura, les Causses, les massifs subalpins, les Pyrénées ainsi que dans certains secteurs des aquifères jurassiques et de la Craie dans le bassin Parisien, les Charentes, l'Aquitaine, le Poitou, etc.

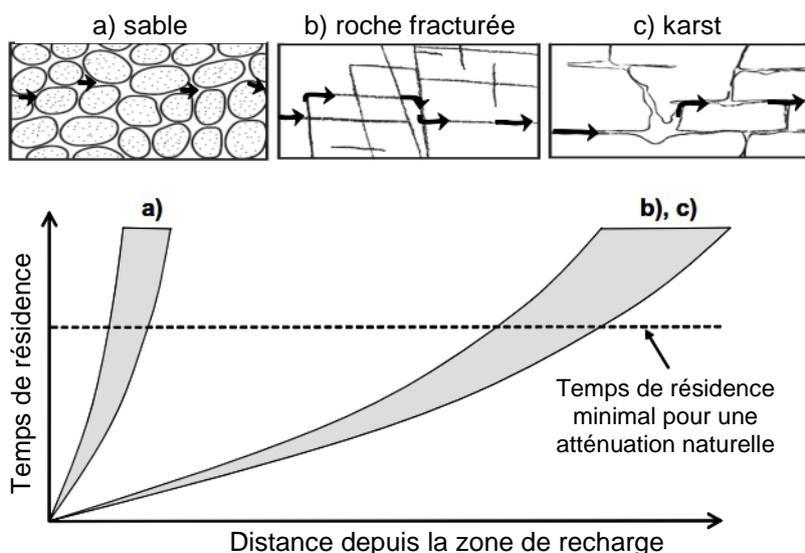


Figure 18. Caractéristiques des aquifères dans les milieux poreux homogènes (a), la roche fracturée (b) et les karsts (c), montrant la possibilité d'une migration rapide des constituants dans l'eau rechargée (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

6.3.1 Influence de la recharge sur la composition physico-chimique des eaux souterraines - Exemple de Shafdan

Le site de Shafdan est un site ancien (premières installations en 1977, voir paragraphe 3.2.2.4), sur lequel de nombreux suivis ont été effectués. Le site a largement évolué au cours des années, par des améliorations successives des systèmes de traitement des eaux. En plus des activités de production, ce site a servi de pilote à de nombreux projets de recherche, ce qui a multiplié les données disponibles sur cette installation. Différents sondages ont été positionnés dans la nappe dans et hors de la zone d'influence de la recharge afin d'acquérir des informations sur l'évolution de la nappe. Dans la zone d'écoulement, la distance entre le point d'infiltration et le point de suivi est liée au temps de séjour des eaux de recharge.

L'effet de la recharge sur la qualité des eaux de la nappe a été caractérisé sur ces différents points de suivi. Le Tableau XX présente les compositions moyennes en différents paramètres dans la zone d'influence de recharge et dans des stations non impactées. Si pour une majorité de paramètres, l'influence de la recharge semble faible (pH, Ca^{2+} , etc.), l'impact de l'eau de recharge est marqué pour les chlorures (Cl^-), le sodium (Na^+), le carbone organique dissous (COD), l'azote Kjeldahl (NKJT), le TDS, le manganèse et le fer dissous (Mn et Fe dissous).

Tableau XX. Composition chimique moyenne des EUT servant à la recharge de la nappe et des eaux de la nappe sur le site de Shafdan entre 2004 et 2005 (Oren *et al.*, 2007).

| Paramètre | Unité | Eau usée traitée utilisée pour la recharge | ESO 100% issue de la recharge | ESO partiellement influencée par la recharge | ESO puits est, non influencée par la recharge | ESO puits ouest, non influencée par la recharge |
|-------------------------------|----------------------|--|-------------------------------|--|---|---|
| pH | - | 7,5 ± 0,1 (n = 2) | 7,1 ± 0,2 (n = 43) | 7,2 ± 0,2 (n = 17) | 7,2 ± 0,2 (n = 2) | 7,4 ± 0,4 (n = 2) |
| CID ^a | µmol.L ⁻¹ | 5200 ± 600 (n = 5) | 6500 ± 500 (n = 41) | 6000 ± 1000 (n = 17) | 5100 ± 300 (n = 2) | 3500 ± 0 (n = 2) |
| COD ^b | µmol.L ⁻¹ | 1100 ± 20 (n = 1) (TOC) | 120 ± 20 (n = 26) | 50 ± 20 (n = 8) | <20 ± 10 (n = 1) | <20 ± 10 (n = 1) |
| NKJT ^c | µmol.L ⁻¹ | 380 ± 15 (n = 1) | 30 ± 10 (n = 42) | 20 ± 10 (n = 17) | 14 ± 10 (n = 2) | 16 ± 6 (n = 2) |
| NH ₄ ⁺ | µmol.L ⁻¹ | 340 ± 110 (n = 4) | 0,2 ± 0,2 (n = 36) | 0,06 ± 0,05 (n = 15) | <0,01 (n = 1) | 0,03 ± 0,01 (n = 1) |
| NO ₃ ⁻ | µmol.L ⁻¹ | 40 ± 40 (n = 10) | 420 ± 90 (n = 43) | 450 ± 100 (n = 17) | 940 ± 15 (n = 2) | 280 ± 15 (n = 2) |
| TDS ^d | mg.L ⁻¹ | 1020 ± 90 (n = 12) | 1130 ± 40 (n = 43) | 920 ± 180 (n = 17) | 700 ± 35 (n = 2) | 425 ± 15 (n = 2) |
| ALK ^e | meq.L ⁻¹ | 4,9 ± 0,4 (n = 12) | 5,7 ± 0,2 (n = 43) | 5,3 ± 0,7 (n = 17) | 4,4 ± 0,1 (n = 2) | 3,6 ± 0 (n = 2) |
| OD ^f | µmol.L ⁻¹ | 90 - 470 | 50 ± 40 (n = 39) | 100 ± 60 (n = 17) | 245 ± 10 (n = 2) | 215 ± 10 (n = 2) |
| Na ⁺ | meq.L ⁻¹ | 8,7 ± 1,2 (n = 12) | 9,1 ± 0,5 (n = 43) | 6,2 ± 1,8 (n = 17) | 2,9 ± 0 (n = 2) | 1,4 ± 0 (n = 2) |
| K ⁺ | meq.L ⁻¹ | 0,6 ± 0,1 (n = 12) | 0,6 ± 0,1 (n = 43) | 0,4 ± 0,3 (n = 17) | 0,7 ± 0 (n = 2) | 0,1 ± 0 (n = 2) |
| Ca ²⁺ | meq.L ⁻¹ | 3,6 ± 0,3 (n = 12) | 5,0 ± 0,4 (n = 43) | 4,7 ± 0,5 (n = 17) | 4,3 ± 0,1 (n = 2) | 3,4 ± 0,1 (n = 2) |
| Mg ²⁺ | meq.L ⁻¹ | 2,3 ± 0,2 (n = 12) | 2,3 ± 0,2 (n = 43) | 2,5 ± 0,5 (n = 17) | 2,5 ± 0,1 (n = 2) | 1,1 ± 0 (n = 2) |
| Cl ⁻ | meq.L ⁻¹ | 8,5 ± 1,1 (n = 12) | 9,0 ± 0,6 (n = 43) | 6,7 ± 1,6 (n = 17) | 4,4 ± 0,1 (n = 2) | 1,8 ± 0 (n = 2) |
| SO ₄ ²⁻ | meq.L ⁻¹ | 2,0 ± 0,2 (n = 12) | 2,0 ± 0,1 (n = 43) | 1,4 ± 0,4 (n = 17) | 0,7 ± 0 (n = 2) | 0,3 ± 0 (n = 2) |
| Mn dissous | µmol.L ⁻¹ | 0,6 ± 0,2 (n = 12) | 12 ± 14 (n = 43) | 0,04 ± 0,05 (n = 17) | <0,04 (n = 2) | <0,04 (n = 2) |
| Fe dissous | µmol.L ⁻¹ | 1,4 ± 0,5 (n = 12) | 0,4 ± 0,4 (n = 41) | 0,4 ± 0,2 (n = 17) | <0,4 (n = 2) | <0,4 (n = 2) |

^a carbone inorganique dissous ; ^b carbone organique dissous ; ^c azote Kjeldahl total ; ^d total solide dissous ; ^e alcalinité ; ^f oxygène dissous

6.3.2 Microbiologie

La qualité microbiologique de l'eau de recharge peut détériorer la qualité de l'eau souterraine rechargée si le temps de transfert de l'eau est inférieur à la survie dans l'aquifère des micro-organismes pathogènes.

■ Persistance lors de la recharge de nappe

La question du devenir et la persistance de micro-organismes potentiellement pathogènes introduits de manière accidentelle dans les eaux souterraines est d'un grand intérêt dans le cadre

de la recharge artificielle des nappes, mais fait l'objet de peu d'études. John et Rose (2005) ont publié un travail d'analyse et de synthèse des publications ayant pour sujet principal l'évaluation de la survie et de l'inactivation de micro-organismes d'importance pour la santé publique, qui sont retrouvés dans les eaux souterraines. Afin de comparer les différentes publications, l'inactivation est normalisée en termes de déclin en unité log par jour. Il ressort que les vitesses d'inactivation moyennes pour les coliphages, poliovirus, echovirus, bactéries coliformes, les entérocoques et *Samonella* spp. sont assez similaires et comprises entre 0,07 et 0,1 log.j⁻¹. Dans le cas du virus de l'hépatite A, coxsackievirus et le phage PRD-1, les valeurs sont plus faibles et de l'ordre de 0,02 à 0,04 log.j⁻¹. De plus, les virus montrent une persistance dépendant de la température, avec une inactivation plus importante au-dessus de 20 °C, ce qui n'est pas observé pour les coliformes. Pour des températures basses, la persistance des virus est accrue en comparaison de celle observée pour des températures plus élevées. C'est ainsi que le poliovirus peut persister 180 j en sol sableux et sablo-organique à 4 °C alors qu'aucun virus n'est retrouvé après 12 j dans ces mêmes sols pour une température de 37 °C (Yeager et O'Brien, 1979).

La présence d'une flore native semble avoir un impact négatif sur la survie d'*E. coli*, et, dans une moindre mesure, sur celle des virus. Enfin il semblerait que l'immobilisation des virus sur une surface dépende des virus et puisse prolonger dans certains cas leur persistance (hépatite A, poliovirus). De plus, dans le cas des études par infiltration, les particules virales peuvent être retenues par le phénomène de sorption réversible en cas de modification des conditions physico-chimiques du milieu mais également en fonction des sérotypes (Jansons *et al.*, 1989; Bales *et al.*, 1995).

Les virus sont retenus principalement par des phénomènes d'adsorption dans les sols sachant que la rétention des virus dans le sol semble indépendante de la concentration en virus. Moore *et al.* (1981) rapportent des adsorptions de 2,2.10⁶ virus par gramme de sable. Les mêmes auteurs ont montré que la capacité d'adsorption du poliovirus sur 34 sols variait de 16 à 79 % pour un sol organique et atteignait 99,99 % pour un sable riche en oxydes métalliques.

Les variations de pH du milieu souterrain engendrent des modifications de la charge électrique du virus (pour des pH > 7, les virus sont chargés négativement). Pour autant, il n'est pas possible de conclure directement que l'adsorption est minimale pour des pH alcalins, et est maximale en sol acide, car d'autres facteurs telle que la présence de certains composés (argiles, oxydes d'Al et Fe, acides humiques et fulviques) influent sur le comportement des virus, dont certains possèdent par ailleurs deux points isoélectriques (Gerba et Bitton, 1984).

La concentration et les espèces dissoutes présentes dans l'eau qui s'infiltre, interviennent aussi sur l'importance de l'adsorption des virus. Cette adsorption s'accroît avec la minéralisation et certaines espèces ioniques (cations divalents) l'influencent beaucoup. En conséquence, l'infiltration d'eau usée est favorable à la rétention des virus alors que l'infiltration des pluies très peu minéralisées conduit à la redistribution des virus (Duboise *et al.*, 1976; Lance *et al.*, 1976; Sobsey *et al.*, 1980). Lors de fortes pluies, la remobilisation des virus peut s'accompagner de la contamination des captages d'eau souterraine (Wellings *et al.*, 1975).

Certaines matières organiques dissoutes dans les eaux, telles que les acides humiques et fulviques, entrent en compétition avec les virus dans les phénomènes d'adsorption (adsorption compétitive). Ce mécanisme de compétition peut en conséquence favoriser le transport des virus dans les sols organiques en particulier lors de l'épandage ou de l'infiltration d'effluents.

Gerba (1984) a observé que la rétention des virus s'accroît avec la diminution du flux d'infiltration pour des effluents de fosse septique. En effet, en conditions de non saturation, les virus viennent au plus près des particules du sol, ce qui accroît les opportunités d'adsorption. De nombreux essais sur colonnes ont été réalisés en conditions de saturation ce qui conduit au final à sous-estimer les capacités de rétention des virus par le sol. De plus, la dessiccation du sol entre deux apports d'effluents limite la désorption lors d'épisodes pluvieux ultérieurs.

Enfin, il est fait mention aux États-Unis du recensement de cinq épidémies d'origine hydrique dues à la contamination des eaux souterraines pour la période de 2011 à 2012 (Beer *et al.*, 2015). En raison de la nécessité grandissante pour certains pays tel que l'Australie, de maintenir un niveau satisfaisant des nappes d'eau souterraine, des équipes de scientifiques se sont plus

particulièrement focalisées sur des cas expérimentaux de recharge. Même si la représentativité des systèmes expérimentaux mis en œuvre afin de déterminer la persistance des micro-organismes peut être discutée, ces travaux permettent d'estimer par extrapolation des temps de séjour et ainsi de réduire les risques dans l'utilisation des eaux souterraines pour la production EDCH.

Toze *et al.* (2010) utilisent un site de recharge artificielle directe de nappe constitué d'un aquifère (carbonate) libre utilisant des eaux usées issues d'un traitement secondaire pour l'étude des risques sanitaires liés aux micro-organismes pathogènes lors de l'utilisation des eaux après infiltration et passage dans un aquifère. Les études ont pris en compte les données hydrogéologiques de l'aquifère sur le site de recharge. Les constantes d'inactivation ont été déterminées à l'aide de chambres de diffusion pour *Salmonella enterica*, rotavirus et *Cryptosporidium* spp. Les oocystes de *Cryptosporidium* spp. présentent l'inactivation la plus lente des trois micro-organismes étudiés avec un T 90 (1 log réduction) de 39 jours. L'inactivation est non linéaire et elle présente au moins deux phases, avec un T 90 de 12 jours pour la période de 0 - 12 jours et une valeur de 146 jours entre le jour 12 et 40. Les rotavirus présentent un T 90 de 29 jours et *S. enterica* seulement de 1 jour. Par ailleurs, la vitesse de migration est évaluée à 0,38 m j⁻¹ (13 jours pour 5 m) pour les ions chlorure dans l'aquifère étudié. Les auteurs concluent que pour diminuer les risques, notamment vis-à-vis de *Cryptosporidium*, le temps de résidence dans l'aquifère doit être supérieur à 150 jours avant toute réutilisation de l'eau.

À partir de travaux antérieurs (Sidhu *et al.*, 2010; Sidhu et Toze, 2012), Sidhu *et al.* (2015) ont mesuré la survie de trois espèces bactériennes (*Salmonella enterica* serovar Typhimurium, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*), trois virus entériques humains (coxsackievirus B3 et adénovirus souche 41, rotavirus) et des oocystes de *Cryptosporidium parvum* en fonction des conditions de recharge et de la nature géochimique de l'eau de quatre sites de recharge en Australie. Pour ce faire, des chambres de diffusion remplies d'une suspension des micro-organismes étudiés et contenant de l'eau de chacun des aquifères ont été placées dans des puits sur les sites correspondants. Les espèces bactériennes étudiées présentent la survie la plus faible (T 90 < 3 jours) suivi des oocystes de *Cryptosporidium* (T 90 de 56 à 120 jours). Les virus entériques quant à eux présentent la plus grande variabilité de réponse avec des temps nécessaires pour obtenir 1 log de réduction (T 90) compris entre 18 jours et plus de 200 jours pour les adénovirus (ne correspondant à aucune réduction dans les conditions de l'étude). Les auteurs soulignent une capacité de persistance plus importante des adénovirus humains. Toutefois, ce type d'approche ne prend en compte que les micro-organismes dans la phase liquide.

Enfin, une étude de l'occurrence de virus humains dans les eaux souterraines a été réalisée aux États-Unis. Les résultats montrent que sur les 448 sites investigués, répartis dans 35 états, 4,8 % des échantillons contenaient des particules virales infectieuses (entérovirus) et 31,5 % des acides nucléiques viraux (entérovirus, rotavirus, virus de l'hépatite A, virus norwalk) (Abbaszadegan *et al.*, 2003).

■ Exemple des sites de Nardò et de Wulpen (Levantesi *et al.*, 2010)

Levantesi *et al.* (2010) ont étudié le devenir de cinq micro-organismes pathogènes (œufs d'helminthes, kystes de *Giardia*, oocystes de *Cryptosporidium*, *Salmonella* spp. et *Campylobacter* spp.) et de quatre indicateurs de contamination des eaux (*E. coli*, entérocoques, spores de *Clostridium* et coliphages somatiques) pour les sites de recharge artificiels de Nardò et de Wulpen (décrit dans le paragraphe 3.3.2.4, synthèse en annexe 3).

Les auteurs ont mesuré les concentrations des micro-organismes à différentes étapes du processus de recharge : dans les effluents secondaires et les eaux de recharge, en plusieurs points des eaux de la nappe et au point de récupération des eaux. Une contamination microbienne significative a été retrouvée dans l'eau de l'aquifère de Nardò avec des niveaux de l'ordre de 10² à 10³ UFC.100 mL⁻¹ pour les micro-organismes indicateurs de contamination fécale. Pour ce qui concerne les micro-organismes pathogènes, seuls des kystes de *Giardia* et des copies de génomes de *Salmonella* ont été détectés dans 25 % des échantillons au point de pompage de l'eau de l'aquifère qui se trouve à 500 m du point de recharge. Néanmoins, les auteurs observent une forte diminution du nombre d'échantillons positifs pour *Giardia* du point de recharge vers le

point de pompage. En effet, l'eau de recharge contient jusqu'à 6 kystes.L⁻¹ au point de recharge avec une détection dans tous les échantillons. À 320 m du point de recharge, il reste environ 1 kyste.L⁻¹ avec une détection dans 100 % des échantillons. Enfin, au niveau du site de recaptage, à 500 m du point de recharge, des kystes ne sont détectés que dans 25 % des échantillons. Pour le site de Wulpen, le traitement tertiaire élimine la plupart des micro-organismes étudiés. Seuls les coliphages somatiques ont été retrouvés dans 66 % des échantillons d'eau récupérés de l'aquifère.

6.3.3 Contaminants chimiques

6.3.3.1 Éléments traces métalliques (ETM)

Les modifications des concentrations en ETM dans les eaux rechargées peuvent avoir deux origines : les ETM présents dans les eaux de recharge et/ou les changements des conditions physico-chimiques dans la zone non saturée (paragraphe 6.2.2) et les interactions entre l'eau de recharge et la roche (paragraphe 6.2.3).

La Figure 19, proposée par Bataillard *et al.* (2012), présente les principaux mécanismes ou processus qui contrôlent le devenir des ETM dans les sols. Elle distingue les processus considérés comme rapides qui déplacent les éléments de la phase liquide vers les surfaces solides (argiles, oxydes de fer, matière organique, etc.) sauf pour l'absorption par les organismes vivants qui correspond au passage des éléments dans les cellules. L'échelle de temps considérée est de quelques heures à quelques semaines. Il s'agit essentiellement de l'adsorption, de la complexation et de la précipitation. Les processus notés de (a) à (e) sur la figure déplacent quant à eux les éléments de la surface vers l'intérieur des phases solides du sol. Ils sont considérés comme plus lents : plusieurs mois à plusieurs années seraient nécessaires pour constater leur impact sur le comportement des ETM. Ils diminuent la mobilité des éléments traces et leur biodisponibilité au cours du temps. Ces mécanismes sont :

- la diffusion dans les micropores de surface (a) ;
- la diffusion dans le réseau des solides (b) ;
- le piégeage des ETM par fermeture des pores suite à la précipitation d'une phase minérale (c) ;
- la co-précipitation, la substitution cationique voire la précipitation lente de certains composés (d) ;
- la formation de complexes organiques stables et l'occlusion dans les composés type humine (e).

Cette distribution des ETM sur les différents compartiments du sol définit leur spéciation (Bataillard *et al.*, 2012).

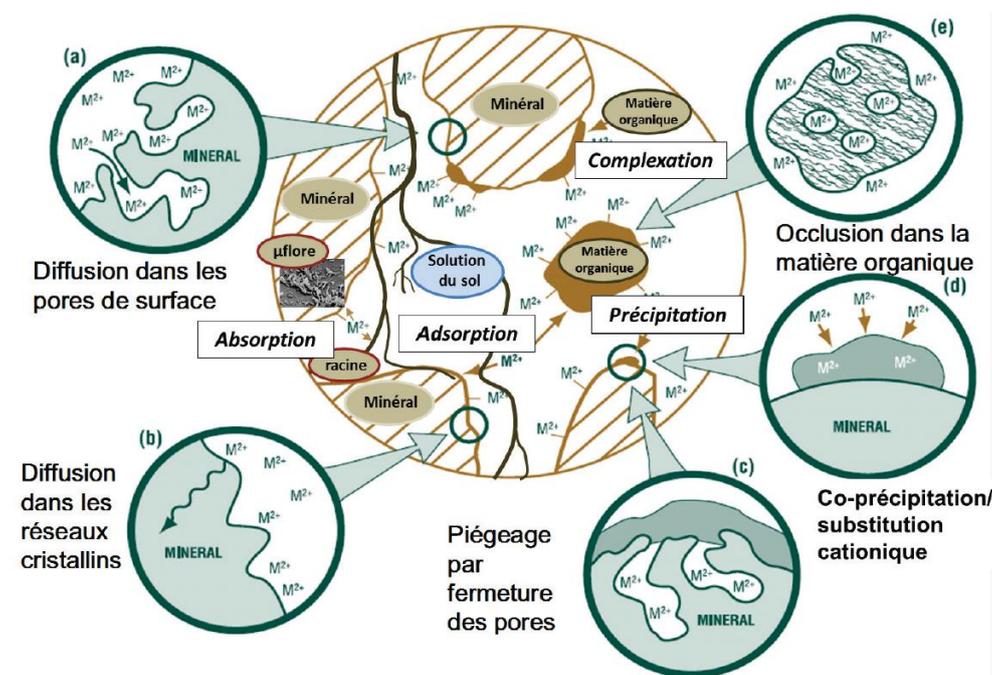


Figure 19. Schéma conceptuel du devenir des ETM dans un sol (Bataillard *et al.*, 2012).

Les différents processus ne présentent pas la même réversibilité. Les processus rapides sont réversibles en fonction des conditions du milieu : les éléments traces adsorbés peuvent être désorbés en fonction de la saturation des sites ou de l'électropositivité différente amenant une compétition entre éléments, les complexes peuvent être dissociés et les précipités peuvent être redissous, par exemple si le pH est plus bas. Les processus lents conduisent à la formation de composés plus stables : par exemple, la diffusion dans le réseau cristallin est très peu réversible, sauf en cas de redissolution du minéral entier. L'occlusion dans la matière organique stabilise l'élément trace, mais en conditions oxydantes, la matière organique peut être minéralisée et ainsi libérer l'ETM.

6.3.3.2 Contaminants chimiques organiques

Les principales voies d'atténuation naturelle des micropolluants organiques lors des opérations de recharge artificielle sont la sorption et la biodégradation qui sont souvent en compétition. Toutefois, la biodégradation est un processus à privilégier car il correspond à une atténuation durable alors que la sorption représente davantage un processus temporaire de stockage des contaminants qui peut même disparaître quand, par exemple, les sites de sorption arrivent à saturation. La sorption est en fait un processus de surface faisant intervenir des liaisons de faible énergie entre la phase solide et le contaminant. C'est un processus réversible à l'origine d'une succession d'étapes de sorption/désorption qui est responsable d'un ralentissement du transfert de contaminants dans la zone non saturée et la zone saturée. Ce phénomène est souvent quantifié par un facteur de retard exprimé par rapport à une substance qui n'est pas retenue. La sorption peut avoir lieu au travers d'interactions hydrophobes entre contaminants non polaires et la matière organique ou au travers d'interactions avec la phase minérale par des interactions électrostatiques et/ou des processus de complexation de surface pour les substances portant une charge positive ou négative. Par conséquent, l'intensité de la sorption d'un contaminant va dépendre à la fois de la structure chimique des contaminants et de la composition de la phase solide ce qui représente une difficulté au regard de la prédiction du comportement des contaminants. Le coefficient de partage Koc est souvent utilisé pour décrire la distribution d'un contaminant entre la phase aqueuse et la phase solide, mais cette approche n'est pertinente que pour les composés neutres (MacKay et Vasudevan, 2012). Pour les composés ioniques, on ne dispose pas à ce jour d'un paramètre équivalent susceptible de quantifier l'intensité de leurs interactions avec les phases solides d'un

aquifère. Une forte sorption des composés ioniques est souvent observée en dépit d'un caractère hydrophile marqué (Schaffer *et al.*, 2012).

La biodégradation s'avère être encore plus difficile à quantifier que les cinétiques de sorption/désorption car elle repose à la fois sur la biodisponibilité des contaminants et sur la dynamique des communautés microbiennes. D'une manière générale, on ne dispose pas de données cinétiques (constante de vitesse ou temps de demi-vie) car très souvent les mesures de concentration en contaminants ne sont réalisées qu'en entrée et sortie des dispositifs de recharge. Plusieurs facteurs sont à l'origine de la variabilité de l'intensité des processus de biodégradation. Les conditions redox jouent un rôle prépondérant car elles peuvent accélérer ou ralentir la biodégradation lors d'alternances de conditions aérobies/anaérobies. Lors des opérations de recharge artificielle, les contaminants passent successivement par une zone aérobie (potentiel d'oxydo-réduction $> +200$ mV), une zone anoxique ($+200$ mV $<$ potentiel d'oxydo-réduction > -200 mV) et une zone anaérobie (potentiel < -200 mV), l'importance de ces différences zones pouvant varier dans le temps. Toutefois, les processus d'atténuation naturelle sont souvent prépondérants en zone oxiqne, à l'exception d'un certain nombre de contaminants pour lesquels on a pu observer un abattement significatif en zone anoxique à l'exemple du sulfaméthoxazole ou des agents de contraste iodés (Maeng *et al.*, 2011). La teneur en carbone organique dissous biodégradable des eaux infiltrées mais également sa nature peuvent également avoir une influence sur la biodégradation, car elles induisent des modifications sur la diversité des populations microbiennes et leur activité. La température a un impact sur l'abondance et la production microbienne avec une implication sur la variabilité saisonnière de l'intensité des transformations microbiennes (Li *et al.*, 2013). La température peut également avoir un impact sur les conditions redox avec des températures basses qui favorisent des conditions oxiqnes et des températures plus élevées favorisant des conditions anoxiques. Quelle que soit la situation, la minéralisation des contaminants n'est généralement pas envisageable. Il y a donc formation de produits de transformation qui peuvent être transférés plus rapidement que les composés parents vers les nappes en raison de leur caractère plus polaire (Barbieri *et al.*, 2012). La structure des contaminants chimiques dégradés peut donner quelques indications sur les voies préférentielles de transformation, néanmoins, des études peuvent s'avérer nécessaires pour caractériser les structures et les effets des produits de transformation potentiellement formés.

■ Exemple de résidus de médicaments sur le site de Montebello (Los Angeles, USA - Laws *et al.*, 2011)

Laws *et al.* (2011) ont étudié l'abattement de quelques contaminants organiques émergents lors de la recharge d'une nappe avec mélange d'eaux usées traitées et d'eau de surface par un bassin d'infiltration de recherche sur le site de Montebello appartenant à West coast basin (description du site paragraphe 3.2.2.1). Les contaminants suivis sont principalement des résidus de médicaments. Le suivi des concentrations en contaminants se fait par un réseau de puits de suivi placés à différentes profondeurs sous le bassin et dans la nappe en aval de la recharge correspondant à des temps de séjour allant jusqu'à 60 jours.

Sur les dix-sept contaminants émergents d'intérêt détectés dans le bassin de recharge, onze ont été abattus à plus de 80 % après un temps de séjour de 60 jours. Toutefois, le comportement des contaminants est très variable :

- l'iopromide est largement éliminé (> 90 %) dans les trois premiers jours de l'étude ;
- l'atténuation du diclofénac passe de modérée dans l'aquifère supérieur (55 %) à bonne (> 90 %) dans l'aquifère inférieur ;
- l'atténuation de l'ibuprofène et du sulfaméthoxazole est faible (< 10 %) au cours du transfert dans la ZNS mais augmente dans l'aquifère inférieur (ibuprofène 84 % et sulfaméthoxazole 42 %) ;
- la carbamazépine, a été mal éliminée (< 10 %) dans l'aquifère supérieur, mais l'atténuation augmente jusqu'à 49 % pour un temps de séjour de 60 jours.

Toutefois, les auteurs notent que l'atténuation supplémentaire observée avec l'augmentation du temps de séjour pourrait être le résultat de la dilution avec l'eau souterraine native, et ont estimé

l'atténuation en retranchant l'impact de la dilution avec les eaux souterraines natives. Sur cette base, l'atténuation de la carbamazépine est considérée comme négligeable et celle du sulfaméthoxazole ne dépasse pas 26 % pour des temps de séjour de 60 jours.

■ Exemple du site de Shafdan (Ernst *et al.*, 2012)

Sur le site de Shafdan, des eaux usées traitées sont utilisées pour la recharge artificielle d'une nappe par infiltration (description du site paragraphe 3.2.2.4).

Le devenir de contaminants organiques dans la nappe suite à la recharge a été étudié grâce à des puits de surveillance placés pour correspondre à un temps de transfert de 1 mois après la recharge (moyen terme) et de 6 à 12 mois (long terme). La majorité des contaminants organiques étudiés, qui sont essentiellement des résidus de médicaments, sont présents dans les eaux de recharge après un traitement d'ultrafiltration (voir Tableau XVIII paragraphe 5.3.1.2). En effet, ces composés sont polaires et l'ultrafiltration n'a que peu d'effet sur leur concentration.

Après 6 à 12 mois de temps de transfert dans la nappe, sur les 14 résidus de médicaments initialement présents dans les eaux de recharge seuls la carbamazépine, le sulfaméthoxazole et le diatrizoate sont retrouvés à des concentrations quantifiables, bien qu'inférieures aux concentrations dans les eaux de recharge.

Les composés les plus persistants sont les inhibiteurs de corrosion (benzotriazole et ses métabolites 4- et 5-polytriazole) retrouvés à des concentrations de plusieurs centaines de ng.L^{-1} après 6 à 12 mois de temps de séjour dans le sol (concentration dans l'eau de recharge de 200 à 3 000 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Enfin, concernant les nitrosamines, les fluctuations de concentrations dans les eaux de recharge et dans la nappe rendent difficile une conclusion quant à leur devenir dans la nappe. Néanmoins, il semble que l'allongement du temps de séjour ne suffise pas à dégrader ces contaminants, qui restent présents (entre 5 ng.L^{-1} et 50 ng.L^{-1}) à tous les points de surveillance.

6.3.3.3 Modèles

Il existe différentes applications de la modélisation dans le cadre de la recharge artificielle (Pettenati, 2007) qui interviennent pour l'instant plutôt dans la phase d'explication des phénomènes mis en évidence par les suivis métrologiques que dans une réelle prédiction du devenir des contaminants. L'intérêt des modèles est de pouvoir prédire en fonction des caractéristiques des milieux et de leurs évolutions, les formes chimiques (spéciation) des éléments métalliques et ainsi leur solubilité, leur capacité de transport et leur toxicité.

Les modèles de transport (par exemple MARTHE ou MODFLOW) vont simuler le comportement de l'eau et de traceurs non réactifs dans les milieux (zone non saturée, zone saturée, etc.) et donc la mobilité de l'élément (diffusion/dispersion, convection, etc.).

Les modèles géochimiques (par exemple PHREEQ-C ou MOCO) vont permettre de prédire les formes chimiques (spéciation) des éléments métalliques en fonction des conditions du milieu et des éléments métalliques considérée. En fonction de la spéciation, et de la nature du milieu, différents processus vont affecter le transport d'un élément métallique dans les sols et les eaux souterraines, dont :

- la sorption (ou adsorption) ;
- la précipitation/dissolution ;
- la co-précipitation ;
- la complexation ;
- l'activité bactérienne.

Le couplage géochimie et transport permet de prendre en compte, de manière spatiale, éventuellement temporelle les différents mécanismes (précipitation, dissolution, etc.).

Ces modèles de transfert réactif peuvent être des modèles « complets » intégrant les deux modules (par exemple MIN3P) ou être issus du couplage de 2 codes indépendants (par exemple MARTHE et PHREEQ-C).

Les modèles de transfert réactif de micropolluants organiques dans le continuum sol-nappe représentent aujourd'hui des outils potentiels pour prédire les risques de pollution des aquifères. Ces outils sont encore au stade de la recherche, en l'absence de données exhaustives pour leur validation mais peuvent représenter à terme des outils d'aide à la décision pour les gestionnaires, concernant la nécessité ou non de réaliser un traitement supplémentaire pour réduire la présence de micropolluants organiques dans les eaux usées avant la recharge artificielle. Ces modèles reposent sur l'association d'un modèle hydrodynamique (MODFLOW, MARTHE, FEFLOW, HYDROS, etc.) avec un modèle de devenir des contaminants (modèle réactif). Un paramètre clef dans la validation de ces modèles réside sur une meilleure compréhension des processus de sorption des micropolluants organiques dans des milieux complexes. On distingue ici des modèles empiriques basés sur des expérimentations en batch (ex: modèle d'adsorption de type Freundlich, Grathwohl et Rahman, 2002; Joo *et al.*, 2013) et des modèles mécanistiques (ex: Poly-Parameter Linear Free Energy Relationships : PP-LFER, Nguyen *et al.*, 2005) qui reposent sur les paramètres intrinsèques des contaminants (fonctions chimiques) et sur les différents types d'interactions que ces derniers peuvent développer dans l'environnement (interactions hydrophobes, ioniques, complexation, etc.). L'application des modèles empiriques est dépendante du site, alors que les modèles mécanistiques se veulent par opposition non dépendants du site d'étude. Toutefois, ces derniers ne permettent pas aujourd'hui la modélisation du comportement des contaminants ioniques. À cet effet, des modèles de complexation de surface ont été récemment développés pour simuler les réactions chimiques et les interactions électrostatiques des contaminants avec les constituants des sols/aquifères. Ainsi ont été modélisées les interactions entre des acides organiques simples et le glyphosate avec les hydroxydes de fer (Barja et Dos Santos Afonso, 2005; Johnson *et al.*, 2008).

6.3.4 Utilisation de traceurs/indicateurs

Un traceur est un paramètre physicochimique, chimique (ion, molécule) ou biologique (micro-organisme), déjà présent dans l'eau (traceur « naturel ») ou ajouté à l'eau (traceur « artificiel »), utilisé pour suivre ses modalités de transit dans une nappe : trajet, capacité de dispersion, etc.

On distingue les traceurs conservatifs dont la quantité dans l'eau ne varie pas au cours du temps de transit, et les traceurs réactifs dont la quantité se réduit au cours du transit (sorption, dégradation, etc.). Les traceurs conservatifs sont utilisés pour voir comment le milieu abat les concentrations par ses seules propriétés hydrauliques (convection, dispersion) et les traceurs réactifs pour voir comment les conditions physico-chimiques (pH, redox, oxydes métalliques, argiles, etc.) et biologiques (microbiologie indigène) agissent sur la disparition des contaminants.

Dans le cas de recharge avec des eaux usées traitées, les deux traceurs conservatifs les plus fréquemment utilisés sont le bore, provenant des détergents et la carbamazépine, médicament neurologique. L'augmentation de leurs concentrations traduit une proportion croissante d'eau usée traitée dans l'eau de la nappe. Ces traceurs conservatifs peuvent également permettre de visualiser spatialement l'hétérogénéité de l'aquifère en faisant apparaître des secteurs d'écoulements préférentiels, plus perméables, dans lesquels prédomine le transit (chenaux, fissures, drains). Toutefois, en France, l'évolution de la réglementation a entraîné une diminution de l'usage du bore dans les produits lessiviels qui lui ôte son intérêt comme traceur.

Concernant les traceurs microbiologiques, les lignes directrices australiennes indiquent que les virus entériques et les protozoaires sont considérés comme les pathogènes les plus résistants dans les aquifères australiens. Adénovirus est proposé comme un indicateur pertinent à suivre dans l'aquifère car c'est un pathogène humain, qu'il peut être détecté par culture ou méthodes moléculaires, qu'il est considérablement plus petit que les bactéries ou les kystes de protozoaires et donc plus mobile en milieu poreux, et que, tant *in situ* qu'au laboratoire, il est plus persistant que de nombreux micro-organismes entériques. Pour Toze *et al.* (2004), les virus entériques sont très persistants dans les eaux souterraines, cependant, la détermination du coliphage mâle-spécifique, plus rapide et moins chère que celle des virus entériques, peut-être utile. Enfin, dans les cas particuliers où l'aquifère récepteur est karstique ou à circulation préférentielle, *Campylobacter* et les oocystes de *Cryptosporidium* sont alors à suivre (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

Les quantités de contaminants présentes dans les eaux de recharge sont variables localement et/ou au cours du temps et dépendent du type d'eaux brutes pour la recharge et des traitements qui lui sont appliqués. Ainsi, bien que les traceurs soient utiles à la caractérisation d'un site de recharge et au suivi de l'évolution de la qualité des eaux de souterraines rechargées, le GT a estimé qu'en l'état actuel des connaissances, il n'était pas possible de proposer de traceur universel pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes en France. Toutefois, le GT estime nécessaire de poursuivre les travaux de recherche afin de pouvoir proposer des traceurs permettant de suivre le transit des eaux lors de la recharge artificielle de nappes et l'impact de la recharge sur la qualité des eaux souterraines rechargées.

6.4 Conclusions

La recharge artificielle de nappes peut être mise en œuvre par deux types de dispositifs principaux : la recharge par infiltration au travers de la zone non saturée du terrain et la recharge par injection directe dans la nappe. Quel que soit le dispositif de recharge utilisé, les eaux de recharge doivent être faiblement chargées en MES et en matière organique pour réduire le risque technique de colmatage du terrain. Au vu des données bibliographiques, le GT considère que les eaux utilisées pour la recharge doivent respecter, *a minima*, les limites suivantes (Perez-Paricio et Carrera, 1998; Haeffner, 1999) :

- MES : < 10 mg.L⁻¹ ;
- Turbidité : < 5 NFU ;
- COT : < 10 mg.L⁻¹.

Une qualité d'eau supérieure peut être nécessaire, en particulier pour la recharge par injection. Ainsi, les eaux brutes pour la recharge subissent des traitements préalables. Pour les eaux de surface, ces traitements incluent en général au moins une décantation.

Afin de n'entraîner ni dégradation de la qualité de l'eau rechargée, ni désordre hydraulique, ni problème géotechnique, la composition des eaux de recharge doit être compatible avec les matériaux constitutifs de l'aquifère. Les principaux paramètres à prendre en compte sont la température, le pH, le potentiel redox et les concentrations en ions. Concernant les problèmes hydrauliques, une eau incrustante risque de réduire la porosité et la perméabilité de l'aquifère et donc de pénaliser l'écoulement de la nappe. À l'inverse, une eau agressive risque de dissoudre la formation aquifère s'il s'agit d'une roche soluble et donc d'en compromettre la stabilité ou de menacer l'intégrité des couches imperméables séparatrices.

Bien que de nombreux projets de recharge artificielle de nappes considèrent un mélange de l'eau de recharge avec l'eau souterraine native, ce mélange n'est pas systématique. En effet, certains terrains ne permettent pas une homogénéisation rapide des eaux. De plus, en raison d'une différence de densité des eaux, le recours à la recharge artificielle pour créer une barrière hydraulique destinée à empêcher la remontée du biseau salé dans les aquifères côtiers ne s'accompagne pas d'un mélange homogène de l'eau infiltrée avec celle de la nappe. L'eau douce forme une poche de faible densité flottant sur l'eau saumâtre. Par conséquent, les concentrations en contaminants dans les eaux souterraines rechargées ne résultent pas forcément d'un équilibre intermédiaire proportionnel entre les concentrations dans les eaux de recharge et celles dans les eaux souterraines natives.

L'atténuation des concentrations en contaminants lors du transfert dans la ZNS ou dans la nappe dépend du type de contaminants et du type d'aquifère.

- Les micro-organismes peuvent être inactivés ou adsorbés. Leur persistance dépend notamment du type des micro-organismes, du type d'aquifère, des conditions géochimiques, du temps de transfert et de la microfaune native de l'aquifère.
- Les ETM peuvent être déplacés de la phase liquide vers les surfaces solides (adsorption, complexation ou précipitation), absorbés par les organismes vivants ou déplacés de la surface vers l'intérieur des phases solides. Leur distribution entre les différents compartiments du sol est définie par leur spéciation qui peut elle-même être modifiée en

fonction des conditions géochimiques. Le caractère oxydant ou réducteur de l'eau de recharge conditionne les formes des éléments en solution, par exemple l'arsenic qui est solubilisé quand le milieu est oxydant.

- Les principales voies d'atténuation des micropolluants organiques sont la sorption et la biodégradation, la biodégradation conduisant généralement à la formation de produits de transformation.

Les conditions géochimiques qui prévalent dans l'aquifère pouvant être modifiées lors de la recharge, des contaminants initialement adsorbés ou complexés peuvent être désorbés et transférés dans les eaux de la nappe. Les contaminants concernés peuvent être naturellement présents dans l'aquifère (fond géochimique) ou provenir d'une contamination antérieure du site. Par ailleurs, lors de la recharge artificielle de nappes, un contaminant est susceptible de s'adsorber pendant un certain temps puis de se désorber. Compte tenu de la disparité des sites de recharge artificielle et de la diversité des comportements des contaminants, il n'est pas possible de définir d'abattements par défaut, par classe de contaminants, applicables à tous les sites de recharge artificielle de nappes.

L'utilisation de modèles peut permettre de mieux comprendre le comportement de contaminants chimiques dans l'aquifère, à condition de les adapter au préalable au site de recharge étudié. Un même modèle ne permet pas de couvrir tous les contaminants chimiques ni tous les processus impliqués dans le devenir de ces contaminants dans l'aquifère. Aussi, bien qu'ils puissent être considérés comme un outil supplémentaire dans le suivi de la qualité chimique des nappes, les modèles ne permettent pas à l'heure actuelle de s'affranchir de campagne de mesures dans l'eau des aquifères rechargés.

Enfin, l'utilisation de traceurs peut permettre de visualiser spatialement les écoulements préférentiels des eaux de recharge dans l'aquifère et de suivre l'influence des eaux de recharge sur la qualité des eaux de la nappe. Le choix des traceurs est une étape critique qui nécessite de prendre en considération l'origine et la qualité des eaux de recharge ainsi que les caractéristiques de l'aquifère rechargé. Bien que les traceurs soient utiles à la caractérisation d'un site de recharge et au suivi de l'évolution de la qualité des eaux de souterraines rechargées, le GT a estimé qu'en l'état actuel des connaissances, il n'était pas possible de proposer de traceur(s) universel(s) pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes en France. Toutefois, le GT estime nécessaire de poursuivre les travaux de recherche afin de pouvoir proposer des traceurs permettant de suivre le transit des eaux lors de la recharge artificielle de nappes et l'impact de la recharge sur la qualité des eaux souterraines rechargées.

7 Identification des dangers pour l'Homme liés à la recharge artificielle de nappes

Pour Asano et Cotruvo (2004), la préoccupation principale associée à la recharge artificielle de nappes est le possible risque sanitaire résultant de l'augmentation des concentrations en micro-organismes pathogènes ou en contaminants chimiques toxiques dans les eaux souterraines rechargées. Comme le soulignent Nandha *et al.* (2015), des dangers peuvent être introduits à chaque étape du système de recharge artificielle de nappes. Ainsi, ils peuvent provenir :

- des eaux brutes de recharge ;
- du traitement des eaux avant la recharge ;
- des étapes de recharge, stockage dans l'aquifère et récupération ;
- du traitement et du transport des eaux prélevées jusqu'au point d'usage.

Après avoir présenté une revue des évaluations des risques sanitaires appliquées à la recharge artificielle de nappes, ce chapitre identifie les dangers sanitaires liés à cette pratique. Il expose ensuite une revue des mesures proposées pour la maîtrise des risques. Enfin, il présente les spécificités de la situation française et expose les positions du groupe de travail en lien avec la prise en compte des dangers lors de la recharge artificielle de nappes.

7.1 Revue des évaluations des risques sanitaires appliquées à des sites de recharge artificielle de nappes

Les risques sanitaires ont été évalués pour plusieurs sites de recharge artificielle de nappes en développant une méthode spécifique (Assmuth *et al.*, 2015) ou à partir de méthodes classiques :

- en comparant les concentrations de contaminants entrant dans le suivi de la qualité des EDCH dans les eaux au point d'usage avec les valeurs guides pour ces eaux (Steenhuis et Naylor, 1987; Vanderzalm *et al.*, 2011) ;
- en calculant des quotients de danger à partir de l'exposition des usagers de l'eau au point d'usage et des valeurs toxicologiques de référence (VTR - Eynard *et al.*, 2000; Buseti *et al.*, 2010) ;
- en utilisant la méthode des années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY : disability adjusted life years - Page *et al.*, 2010a; Page *et al.*, 2010b; Toze *et al.*, 2010; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011; Page *et al.*, 2012) ;
- en réalisant une étude épidémiologique (Cifuentes *et al.*, 2004) ;
- dans le cadre de l'application de méthodes de gestion de la qualité utilisant le système HACCP (Dewettinck *et al.*, 2001; Swierc *et al.*, 2005) ou les lignes directrices australiennes (Page *et al.*, 2010c; Page *et al.*, 2010d).

Certaines de ces évaluations ont pris en compte l'ensemble des risques sanitaires (Dewettinck *et al.*, 2001; Swierc *et al.*, 2005; Page *et al.*, 2010c; Page *et al.*, 2010d; Assmuth *et al.*, 2015), tandis que d'autres ont étudié spécifiquement les dangers suivants :

- des micro-organismes pathogènes (Page *et al.*, 2010a; Page *et al.*, 2010b; Toze *et al.*, 2010; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011; Page *et al.*, 2012) ;
 - dont des cyanobactéries et microcystines (Eynard *et al.*, 2000) ;
 - dont *Giardia intestinalis* (Cifuentes *et al.*, 2004) ;
- des contaminants chimiques organiques (Steenhuis et Naylor, 1987 ; Vanderzalm *et al.*, 2011) ;
 - dont des produits de contraste iodés (Busetti *et al.*, 2010).

Les évaluations de risques sanitaires (ERS) identifiées portent en général sur un ou plusieurs sites d'étude situés majoritairement en Australie (Vanderzalm, 2004; Swierc *et al.*, 2005; Buseti *et al.*, 2010; Page *et al.*, 2010b; Page *et al.*, 2010c; Page *et al.*, 2010d; Toze *et al.*, 2010; Page *et al.*,

2012). Toutes considèrent l'ingestion comme la seule voie d'exposition aux eaux prélevées après recharge. Les volumes considérés varient en fonction de l'usage (EDCH ou irrigation). L'annexe 7 de ce rapport détaille quelques-unes de ces ERS.

Les lignes directrices australiennes préconisent de prendre en compte les abattements survenant lors de la recharge dans les évaluations de risques (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Ainsi, les travaux basés sur ces lignes directrices estiment ces abattements à partir du temps de séjour dans l'aquifère et de la persistance du contaminant dans les eaux souterraines (Page *et al.*, 2010a ; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011 ; Vanderzalm *et al.*, 2011). Ces données sont parfois affinées à partir des mesures *in situ* (Toze *et al.*, 2010 ; Page *et al.*, 2012).

Les ERS sur les micro-organismes basées sur les lignes directrices australiennes portent sur rotavirus pour représenter le risque viral, *Cryptosporidium* pour le risque lié aux protozoaires et *Campylobacter* pour le risque bactérien. Ces études concluent majoritairement que le risque viral est le plus critique lorsque les eaux prélevées après recharge sont utilisées pour l'alimentation en EDCH (Page *et al.*, 2010a; Toze *et al.*, 2010; Page *et al.*, 2012).

Les situations pour lesquelles un risque sanitaire a été mis en évidence ou pour lesquelles des moyens supplémentaires doivent être mis en place pour maîtriser le risque, concernent :

- l'ingestion accidentelle d'aérosols contenant des bactéries pathogènes sur le site Nardò en Italie lors de l'irrigation avec les eaux prélevées après recharge (voir annexe 7 - Ayuso-Gabella *et al.*, 2011) ;
- la présence de microcystines dans des EDCH suite à la recharge artificielle d'une nappe par infiltration d'eau de lac prélevée lors de périodes d'efflorescences algales en Lettonie (Eynard *et al.*, 2000) ;
- le risque lié à *Cryptosporidium* et à rotavirus pour les sites de Tula Valley au Mexique et de Atlantis en Afrique du Sud où des eaux usées traitées sont utilisées pour recharger des nappes utilisées pour l'alimentation en EDCH (Page *et al.*, 2010a) ;
- la présence d'arsenic dans les eaux prélevées après recharge sur le site de Parafield en Australie (Page *et al.*, 2010d) ;
- le site de Parafield en Australie pour la production d'EDCH à partir des eaux de recharge : la maîtrise des risques microbiologiques nécessite la mise en place de traitements des eaux prélevées et la mise en place d'un plan de gestion de la qualité des eaux (Page *et al.*, 2010a; Page *et al.*, 2010b; Page *et al.*, 2012)
- le risque microbiologique pour le site de Perth en Australie où des eaux usées traitées sont utilisées pour recharger une nappe utilisée pour l'alimentation en EDCH (Toze *et al.*, 2010).

A l'inverse, les ERS ayant conclu à une absence de risque concernent :

- le risque microbiologique pour l'irrigation avec des eaux prélevées après recharge avec des eaux usées traitées sur les sites de Bolivar en Australie, de Shafdan en Israël et de Sabadell en Espagne (voir annexe 7 - Ayuso-Gabella *et al.*, 2011) ;
- la présence de produits de contraste iodés dans les eaux usées traitées servant à la recharge artificielle d'une nappe utilisée pour l'alimentation en EDCH à Perth en Australie (Buseti *et al.*, 2010) ;
- les contaminants chimiques organiques sur le site de recharge de Mount Gambier en Australie où la recharge artificielle d'une nappe avec des eaux pluviales urbaines traitées fournit l'alimentation en EDCH (voir annexe 7 - Vanderzalm *et al.*, 2011) ;
- le risque microbiologique pour le site de Wulpen en Belgique grâce à des filières de traitement complexes avant et après la recharge (voir annexe 7 - Page *et al.*, 2010a) ;
- le risque microbiologique sur le site de Parafield en Australie pour l'irrigation à partir des eaux de recharge (Page *et al.*, 2012).

Bien que l'OMS (2003) suggère aux pays développés d'entreprendre des études épidémiologiques sur la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, l'étude de Cifuentes *et al.* (2004) est la seule étude épidémiologique identifiée menée sur la recharge artificielle de nappes. Elle porte sur l'impact de l'utilisation d'eaux usées traitées pour l'irrigation et la recharge artificielle de nappe sur

le risque d'infection par *Giardia intestinalis* chez des enfants au Mexique (voir annexe 7). Toutefois, en raison de l'état sanitaire de la population de l'étude et de son faible niveau d'hygiène (Cifuentes *et al.*, 2004), elle ne permet pas de conclure sur les effets de la recharge artificielle de nappes sur les infections par *Giardia intestinalis* sur le site de Xochimilco, ni d'extrapoler ces résultats à de possibles expériences de recharge artificielle de nappes en France.

7.2 Identification des dangers

7.2.1 Micro-organismes

Le risque d'exposition hydrique aux micro-organismes pathogènes est dépendant d'un ensemble de facteurs qui inclut leur concentration, leur dispersion dans l'eau, leur capacité à survivre dans l'environnement et la qualité du traitement de l'eau (Afssa, 2008). Trois principaux groupes de micro-organismes doivent être considérés lors de la consommation d'eau prélevée après recharge artificielle de nappes : les virus, les bactéries et les protozoaires (OMS, 2003).

Lors de la recharge artificielle de nappes, les principales sources de micro-organismes pathogènes dans les eaux prélevées après recharge sont les eaux de recharge et les eaux souterraines natives. Dans le cas de la recharge d'aquifères captifs, la principale source de micro-organismes pathogènes dans les eaux souterraines rechargées est l'eau de recharge (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Au cours de la recharge, les micro-organismes peuvent être inactivés ou adsorbés, leur persistance dépendant, entre autres, du type des micro-organismes considéré, du type d'aquifère, des conditions géochimiques, du temps de transfert et de la microfaune native de l'aquifère (voir paragraphe 6.3.2).

En France, la présence de pathogènes dans les EDCH est gérée en se référant à des indicateurs de contamination fécale (*E. coli*, entérocoques, bactéries coliformes, spores de micro-organismes anaérobies sulfite-réducteurs) et aux micro-organismes revivifiables à 22°C et 36°C. Toutefois, certains micro-organismes pathogènes sont plus résistants à la désinfection que les micro-organismes indicateurs, et peuvent donc être présents même si aucun micro-organisme indicateur n'est trouvé. Par exemple, l'eau qui a été désinfectée par chloration ou UV ne sera pas nécessairement exempte d'entérovirus ou de kystes de certains parasites (comme *Cryptosporidium* ou *Giardia*). Cette question est particulièrement importante dans le contexte de l'utilisation des eaux usées traitées, sachant que l'eau usée est une source importante de micro-organismes pathogènes fécaux (OMS, 2003).

7.2.1.1 Exemples de sites de recharge

Pour les sites de recharge artificielle de nappes à partir d'eaux usées traitées retenus en exemple dans ce rapport (annexe 3), le traitement des eaux brutes pour la recharge contient très souvent une étape de désinfection par chloration (Bolivar et Nardò) ou par UV (Shafdan, Wulpen, West coast basin et Central basin).

Le Tableau XXI présente les concentrations en certains micro-organismes dans les eaux prélevées après la recharge pour des exemples de sites. À l'exception du site de Nardò, ces concentrations sont inférieures aux limites de détection. Toutefois, les données disponibles concernent principalement des indicateurs de contamination fécale qui sont moins persistants que certains micro-organismes pathogènes. En particulier, le GT n'a recensé de données concernant les virus pathogènes que pour le site de Parafield où les entérovirus sont indiqués comme absents dans les eaux prélevées après recharge (n=3) (Page *et al.*, 2010c).

Tableau XXI. Concentrations en micro-organismes dans les eaux prélevées après la recharge des sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Bolivar ^a | Shafdan ^b | Wulpen ^{c, d} | Nardò ^{c, d} | Parafield ^{e, f} |
|------------------------------|---|-------------------------------------|---|---|---------------------------------------|
| | Source de l'eau de recharge | | | | |
| | Eau usée traitée | | | | Eau pluviale urbaine |
| <i>E. coli</i> | < 1 UFC.100mL ⁻¹ (n=2) | 0 UFC.100 mL ⁻¹ (n=4) | 0 UFC.100 mL ⁻¹ | 2 - 340 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 UFC.100 mL ⁻¹ (n=6) |
| Entérocoques | < 1 UFC.100mL ⁻¹ (n=2) | 0 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 UFC.100 mL ⁻¹ | 1 200 - 26 000 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 UFC.100 mL ⁻¹ (n=5) |
| Coliformes thermotolérants | < 1 UFC.100mL ⁻¹ (n=2) | 0 UFC.100 mL ⁻¹ (n=4) | - | - | - |
| Coliformes totaux | < 1 UFC.100mL ⁻¹ (n=2) | - | 0 - 2 UFC.100 mL ⁻¹ (n=11) | 900 - 16 000 NPP.100 mL ⁻¹ (n=7) | - |
| Spores de <i>Clostridium</i> | < 1 UFC.100mL ⁻¹ (n=2) | 0 UFC.100 mL ⁻¹ | 0 UFC.100 mL ⁻¹ | 24 - 600 UFC.100 mL ⁻¹ | < 10 UFC.100 L ⁻¹ (n=3) |
| Coliphages somatiques | - | - | 0 - 10 UFP.100 mL ⁻¹ | 0,75 - 680 UFP.100 mL ⁻¹ | - |
| <i>Cryptosporidium</i> | < 1 oocyste viable.10L ⁻¹ (n=2) | | 0 oocyste.L ⁻¹ | 0 oocyste.L ⁻¹ | < 12 oocyste.10 L ⁻¹ |
| <i>Giardia</i> | < 1 kyste viable.10L ⁻¹ (n=2) | - | 0 kyste.L ⁻¹ | 0 - 0,01 kyste.L ⁻¹ | < 3 kyste.10 L ⁻¹ |

- : pas de données identifiées

^a Ayuso-Gabella *et al.*, 2010 ; ^b Tandoi *et al.*, 2012 ; ^c Levantesi *et al.*, 2010 ; ^d Böckelmann *et al.*, 2009 ; ^e Page *et al.*, 2010c ; ^f Page *et al.*, 2009

7.2.1.2 Micro-organismes d'intérêt

L'OMS (2003) rappelle que l'identification des micro-organismes d'intérêt doit tenir compte de l'épidémiologie du pays concerné. En plus du caractère pathogène pour l'Homme, les micro-organismes à prendre en compte dans le contexte de la recharge artificielle de nappes sont ceux qui sont présents dans les eaux brutes pour la recharge, qui résistent aux traitements mis en œuvre avant la recharge et qui persistent lors du passage dans l'aquifère. Dans les ERS utilisant les 3 indicateurs proposés par les lignes directrices australiennes, le danger le plus critique est généralement le danger viral, représenté par les rotavirus (Page *et al.*, 2010a; Toze *et al.*, 2010; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011; Page *et al.*, 2012), à l'exception du site de Nardò en Italie, dont l'aquifère est karstique, pour lequel le danger le plus critique est le danger bactérien, représenté par *Campylobacter* (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

La contamination microbiologique globale des eaux brutes pour la recharge est présentée dans le chapitre 5 de ce rapport. Toutefois, cette contamination étant très variable, la caractérisation des eaux brutes pour la recharge doit être effectuée pour chaque site de recharge artificielle de nappe. Ainsi, Ayuso-Gabella *et al.* (2010) ont utilisé les résultats d'analyses microbiologiques effectuées sur les effluents secondaires utilisées comme eaux brutes de recharge sur le site de Bolivar pour réaliser une première évaluation des risques maximaux et identifier les mesures de maîtrise à mettre en place (dont le traitement des eaux brutes, le temps de transfert dans l'aquifère ou le traitement des eaux prélevées après recharge - synthèse de l'étude en annexe 7). Le nombre de pathogènes présents dans les eaux brutes de recharge est le facteur ayant le plus d'impact sur le risque sanitaire microbiologique parmi les différentes étapes d'un système de recharge et il est positivement corrélé au risque moyen (Toze *et al.*, 2010). Dans les rares cas où l'eau brute pour la

recharge provient de plans d'eau qui peuvent être eutrophisés, la présence de cyanobactéries et des toxines associées est à prendre en compte dans l'évaluation du risque (Eynard *et al.*, 2000).

Les eaux brutes pour la recharge sont traitées avant la recharge, toutefois, les traitements mis en œuvre diffèrent en fonction des sites. Lorsque des traitements tertiaires sont mis en place avant la recharge artificielle, comme pour le site de Bolivar, l'abattement des pathogènes permettant la gestion du risque sanitaire survient au cours de cette étape et la phase de recharge ne joue pas un rôle significatif. À l'inverse, pour les sites de Nardò et de Shafdan qui rechargent les nappes avec des effluents secondaires, le traitement des eaux de recharge n'est pas suffisant pour réduire les risques sanitaires liés à l'irrigation à des niveaux acceptables et les abattements survenant lors de la recharge sont nécessaires à la maîtrise du risque (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

L'utilisation de bassins ouverts de traitement ou de stockage des eaux avant la recharge peut entraîner une contamination secondaire des eaux de recharge. Sur le site de Bolivar la fréquence de détection d'*E. coli* dans les eaux augmente après le passage par un bassin de stockage à l'air libre. Cette augmentation est attribuée à la présence d'oiseaux à proximité du bassin (Ayuso-Gabella *et al.*, 2010). De plus, avec ces bassins à l'air libre, la stagnation des eaux peut favoriser la prolifération de certains insectes vecteurs (gîtes larvaires potentiels) et ainsi augmenter le risque de transmission de maladies vectorielles (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

Dans les sols et les aquifères, le niveau de saturation, le type d'écoulement souterrain (poreux ou non), la composition du milieu, le pH et les microfaunes autochtones interagissent sur la capacité de sorption et la persistance des micro-organismes. La vitesse de décroissance du nombre d'*E. coli* dans un aquifère n'informe pas sur les vitesses de décroissance des virus pathogènes humains ou des protozoaires (voir paragraphe 6.3). Le transport des oocystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia* peut se faire dans l'aquifère, particulièrement en cas de cheminement préférentiel (US EPA, 2012) et les virus entériques introduits dans l'eau d'une nappe y sont plus persistants que de nombreux micro-organismes entériques (Toze *et al.*, 2004). Pour les sites étudiés par Page *et al.* (2010a), les abattements en log modélisés dans les aquifères sont les plus importants pour *Campylobacter*. Pour *Cryptosporidium* et les rotavirus, ces abattements sont variables en fonction du temps de séjour dans les aquifères. Pour obtenir un risque moyen acceptable pour l'irrigation à partir des eaux prélevées après recharge sur le site de Perth en Australie ($< 10^{-6}$ DALY), Toze *et al.* (2010) estiment qu'un temps de transfert dans l'aquifère d'environ 150 jours serait nécessaire, soit plus du double du temps de transfert actuel estimé à 70 jours. Enfin, pour le site de Parafield, Page *et al.* (2012) mettent en évidence la nécessité de traiter les eaux prélevées après recharge pour atteindre les exigences de qualité des lignes directrices australiennes pour l'EDCH, alors que les eaux pluviales urbaines utilisées pour la recharge sont traitées avant la recharge et que le temps de transfert dans l'aquifère est de 250 jours.

Les lignes directrices australiennes indiquent que les adénovirus, potentiellement pathogènes humains, sont des indicateurs pertinents du devenir des micro-organismes et des virus dans les aquifères car ils sont facilement détectables par culture ou par des méthodes moléculaires, qu'ils sont plus mobiles en milieu poreux que des bactéries ou des kystes de protozoaires, leur taille étant très inférieure, et qu'ils sont plus persistants que de nombreux micro-organismes entériques. Deux autres indicateurs sont préconisées pour caractériser le devenir des micro-organismes dans les aquifères : les oocystes de *Cryptosporidium*, considérés comme des pathogènes résistants dans les aquifères australiens, et *Campylobacter* dans les cas particuliers où l'aquifère récepteur est karstique ou à circulation préférentielle (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

7.2.2 Contaminants chimiques

7.2.2.1 Éléments traces métalliques (ETM)

Dans les eaux prélevées après recharge, les ETM peuvent provenir des eaux de recharge, des eaux souterraines natives et/ou de l'interaction des eaux de recharge avec l'aquifère. En effet, certains ETM sont présents de manière naturelle à des concentrations élevées dans les eaux souterraines et constituent un fond géochimique élevé. En France, les fonds géochimiques naturels de certains ETM sont en cours de détermination par les Agences de l'eau.

La toxicité des ETM peut être fonction de leur spéciation. Les études utilisées ne mentionnent pas la spéciation des ETM présents dans les eaux brutes pour la recharge en France ni dans les eaux de recharge ou dans les eaux prélevées après recharge. Par ailleurs, la spéciation des ETM peut être modifiée lors de la recharge en fonction des conditions redox du milieu.

En France, des valeurs limites réglementaires existent pour plusieurs ETM dans les eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH et/ou dans les EDCH produites. De plus, certains ETM sont pris en compte dans le cadre de la DCE pour l'évaluation de l'état des masses d'eau de surface et pour la surveillance de l'état chimique des masses d'eau souterraines.

La mesure globale des constituants minéraux se fait par l'analyse des TDS et de la conductivité (US EPA, 2012).

7.2.2.1.1 Exemples de sites de recharge

Le Tableau XXII présente les concentrations en quelques ETM dans les eaux de recharge de sites de recharge artificielle de nappes. Peu de données sont publiées sur les concentrations en ETM dans les eaux prélevées après recharge pour les sites retenus en exemple.

À Flins-Aubergenville, les concentrations en ETM dans les eaux prélevées après recharge sont inférieures ou égales à celles mesurées dans les eaux de recharge, sauf pour le bore pour lequel la concentration augmente légèrement (Tableau XVII - Bruchet *et al.*, 2009). Pour ce site, les concentrations en ETM présentées dans le Tableau XXII sont inférieures aux limites ou références de qualité dans les EDCH.

Pour Bolivar et Parafield, les concentrations en fer, manganèse et arsenic dans les eaux prélevées après recharge sont supérieures à celles mesurées dans les eaux de recharge pour au moins un des deux sites (Tableau XVII - Page *et al.*, 2010c). Ces concentrations sont d'ailleurs supérieures aux références de qualité françaises dans les EDCH pour le fer et le manganèse. À Bolivar, la concentration en arsenic dans les eaux prélevées est toujours inférieure à la limite de qualité dans les eaux brutes pour la production d'EDCH mais supérieure à la limite de qualité dans l'EDCH. Pour les autres ETM, leur concentration dans les eaux prélevées après recharge est inférieure ou égale à celles des eaux de recharge et inférieure aux limites de qualité dans les EDCH en France.

Tableau XXII. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux de recharge de sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Unité | Bolivar ^{a, b} | Flins-Aubergenville ^c | Parafield ^a |
|------------|--------------------|-------------------------|----------------------------------|------------------------|
| Fe | µg.L ⁻¹ | 310 (n=25) | 2,9 - 3,6 (n=2) | 414 (n=7) |
| Mn | µg.L ⁻¹ | - | - | 63,2 (n=7) |
| As | µg.L ⁻¹ | 14 (n=13) | 0,83 (n=2) | 2 (n=7) |
| Ni | µg.L ⁻¹ | - | 3,53 - 3,55 (n=2) | 0,7 (n=3) |
| B | µg.L ⁻¹ | 300 - 310 (n=2) | 89,8 - 90,6 (n=2) | 82 (n=3) |
| Cr | µg.L ⁻¹ | - | 0,11 (n=2) | < 3 (n=3) |
| Pb | µg.L ⁻¹ | < 0,5 (n=2) | < 0,1 (n=2) | < 5 (n=3) |
| Al | µg.L ⁻¹ | - | < 5 (n=2) | < 10 (n=4) |

^a Page *et al.*, 2010c ; ^b Ayuso-Gabella *et al.*, 2010 ; ^c Kloppmann *et al.*, 2012

7.2.2.1.2 ETM d'intérêt

Les principaux ETM identifiés dans le contexte de la recharge artificielle de nappes en Australie sont l'aluminium, l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le béryllium, le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, les fluorures, le fer, le plomb, le manganèse, le molybdène, le nickel, le vanadium, l'uranium et le zinc (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a).

L'apport par l'aquifère est considéré comme la source d'ETM la plus difficile à maîtriser lors de la recharge artificielle de nappe. En effet, bien que les ETM puissent être présents dans les eaux brutes pour la recharge à des concentrations supérieures à la dizaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$, les techniques d'analyse actuelles permettent de les identifier en routine et les techniques de traitement permettent généralement de diminuer leurs concentrations dans les eaux de recharge (US EPA, 2012). Ainsi, sur le site de Bolivar en Australie (description détaillée paragraphe 3.2.2), des augmentations de concentration en arsenic ont été mises en évidence dans les eaux souterraines rechargées sans lien avec les concentrations dans les eaux de recharge et dans les eaux souterraines natives. Ces augmentations ont été attribuées à la libération d'arsenic par la matrice de l'aquifère. Les eaux prélevées après recharge étant pour ce site uniquement utilisés pour l'irrigation, les concentrations élevées en arsenic (en moyenne $14 \mu\text{g.L}^{-1}$) n'ont pas été associées à un risque sanitaire (Ayuso-Gabella *et al.*, 2010). Pour le site de Parafield, situé sur les mêmes aquifères (description détaillée paragraphe 3.2.2), les concentrations en arsenic mesurées dans l'eau prélevée après recharge ($2 \pm 1 \mu\text{g.L}^{-1}$) sont proches des valeurs limites australiennes dans les EDCH ($7 \mu\text{g.L}^{-1}$). Compte tenu des concentrations élevées en arsenic dans les eaux souterraines natives ($11 \pm 1 \mu\text{g.L}^{-1}$) et de sa présence dans la matrice de l'aquifères, Page *et al.* (2010d) concluent que le risque associé à l'arsenic ne peut être exclu pour une utilisation à long terme des eaux prélevées après recharge pour l'alimentation en EDCH sur le site de Parafield.

En France, les zones très enrichies en arsenic correspondent globalement à quatre environnements géologiques distincts (Barbier, 2001) : les franges externes de certains granites intrusifs, les grandes fractures de plusieurs dizaines de kilomètres d'extension, les niveaux sédimentaires du début du Paléozoïque, les marges sédimentaires de certains massifs cristallins. Par exemple, les zones suivantes sont naturellement riches en arsenic :

- le Limousin, où l'arsenic est lié aux zones aurifères (Laville-Timsit *et al.*, 1993) ;
- l'Ardèche, où l'arsenic est lié aux zones riches en étain et tungstène (zones à migmatites et granites) (Artignan *et al.*, 1995) ;
- la Loire, où l'arsenic est bien corrélé avec les zones riches en tungstène (granites de Noirétable et Chazelles) ;
- la Corse, avec quatre secteurs riches en arsenic (un près de l'île Rousse, deux au sud de Calvi et un autour de Matra).

7.2.2.2 Contaminants chimiques organiques

Les principaux questionnements associés à ces contaminants, qui ne sont pas spécifiques à la recharge artificielle de nappes, sont leur grand nombre et leur grande diversité, et l'insuffisance des connaissances sur leur toxicité pour l'Homme, pris individuellement ou en mélange (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Or le développement des méthodes d'analyse permet d'identifier et de quantifier de plus en plus de ces contaminants à des concentrations de plus en plus faibles. Ainsi, de nombreuses études portent sur ces contaminants lors de la recharge artificielle de nappes et leur présence est rapportée dans les eaux prélevées après recharge (DEMEAU, 2015). Les contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après recharge peuvent provenir des eaux brutes pour la recharge ou être le produit de transformations survenant lors du traitement des eaux de recharge ou lors du transfert dans l'aquifère. Les principales voies d'atténuation des micropolluants organiques lors de la recharge sont la sorption et la biodégradation.

Certains contaminants chimiques organiques sont réglementés dans les EDCH, dont des pesticides, des trihalométhanes (THM), des HAP et des microcystines. Par ailleurs, de nombreux contaminants chimiques organiques sont pris en compte dans le cadre de la DCE pour l'évaluation

de l'état des masses d'eau de surface et pour la surveillance des masses d'eau souterraines et le calcul de leur état chimique.

Les mesures globales des contaminants organiques classiquement utilisés sont l'analyse du COT, de la DBO et de la DCO.

7.2.2.2.1 Exemples de sites de recharge

Le Tableau XXIII présente les concentrations en contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après la recharge de sites de recharge artificielle de nappes. Pour les sites de Parafield et de Wulpen, les concentrations dans les eaux de recharge (Tableau XVIII) et dans les eaux prélevées après recharge sont inférieures aux limites de quantification pour la quasi-totalité des contaminants chimiques organiques étudiés. À Bolivar, où une nappe captive est rechargée par injection d'eaux usées traitées, les concentrations en contaminants chimiques organiques sont du même ordre de grandeur dans les eaux de recharge que dans les eaux prélevées après recharge. À Flins-Aubergenville, seules les concentrations en atrazine et en caféine sont supérieures dans les eaux prélevées après recharge par rapport aux eaux de recharge. Pour les autres contaminants et les autres sites, les concentrations dans les eaux prélevées après recharge sont inférieures ou égales à celles mesurées dans les eaux de recharge (Tableau XVIII).

Parmi les contaminants chimiques organiques présentés dans le Tableau XXIII, des limites de qualité françaises dans les EDCH sont applicables à l'atrazine (pesticide par substance individuelle) et au chloroforme (total trihalométhanes). Pour l'ensemble des sites, les concentrations mesurées dans les eaux prélevées après recharge sont très inférieures à ces limites de qualité.

Tableau XXIII. Concentrations en contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après la recharge de sites de recharge artificielle de nappes pris en exemple.

| Paramètres | Unité | Bolivar ^a | Shafdan ^b | Nardò ^b | Wulpen ^b | Flins-Aubergenville ^c | Parafield ^d |
|------------------|--------------------|------------------------|----------------------|--------------------|---------------------|----------------------------------|------------------------|
| Atrazine | ng.L ⁻¹ | 2,2 - 5,0 (n=2) | - | - | - | 34 - 50 (n=5) | < 10 (n=3) |
| DEHP | ng.L ⁻¹ | - | - | - | - | 320 - 2013 (n=5) | < 20 000 |
| Caféine | ng.L ⁻¹ | < 10 - 240 (n=5) | - | - | - | < LoQ -242,7 (n=5) | 10 (n=3) |
| Carbamazépine | ng.L ⁻¹ | 60 - 390 (n=5) | 200 - 700 | 200 - 600 | < 10 | 40,8 - 66,1 (n=5) | < 10 |
| Sulfaméthoxazole | ng.L ⁻¹ | < 1 (n=2) | 100 | < 10 - 200 | < 10 | < LoQ (n=4) | < 10 (n=3) |
| Diclofénac | ng.L ⁻¹ | < 1 (n=2) | - | < 10 - 30 | < 50 | 0,9 - 3,9 (n=4) | < 10 |
| Iopromide | ng.L ⁻¹ | 28 - 300 (n=5) | - | < 10 | < 20 | - | < 200 |
| Bisphénol A | ng.L ⁻¹ | < 100 - 1 324 (n=2) | - | 150 - 500 | < 25 | - | - |
| Octylphénol | ng.L ⁻¹ | - | - | - | - | < 10 - 20 (n=5) | - |
| Benzotriazole | ng.L ⁻¹ | - | 200 - 2 900 | - | < 50 | - | - |
| NDMA | ng.L ⁻¹ | < 5 - 11 (n=5) | 1 - 4 | - | - | - | < 5 |
| Chloroforme | ng.L ⁻¹ | < 1 000 (n=2) | - | - | - | - | < 1 000 |
| DEET | ng.L ⁻¹ | 64 - 130 (n=5) | - | - | - | - | 70 (n=3) |

^a Barry *et al.*, 2010 ; ^b Ernst *et al.*, 2012 ; ^c Bruchet *et al.*, 2011 ; ^d Page *et al.*, 2009

7.2.2.2 Contaminants chimiques organiques d'intérêt

Afin d'identifier les contaminants chimiques organiques pertinents pour un site de recharge artificielle de nappe donné, certaines équipes ont recensé les activités dans la zone de collecte des eaux de recharge. Vanderzalm *et al.* (2011) ont étudié l'utilisation des terrains où sont collectées les eaux pluviales servant d'eaux brutes pour la recharge pour le site de Mount Gambier en Australie et ont identifié les contaminants chimiques suivants à prendre en compte : benzène, toluène, éthylbenzène, xylène (BTEX), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et tétrachloroéthylène (synthèse de l'étude en annexe 7). Swierc *et al.* (2005) ont recensé les possibles déversements des industries présentes dans la zone où sont collectées les eaux pluviales servant d'eaux brutes de recharge pour le site de Parafield en Australie comme événements dangereux dans le cadre de la mise en place de la démarche HACCP pour le site (synthèse de l'étude en annexe 7). Toutefois, ces démarches ne sont pas extrapolables à l'ensemble des sites de recharge artificielle et ne prennent en compte que les contaminants présents dans les eaux brutes pour la recharge.

Les processus de dégradation biotiques (aérobie ou anaérobie) ou abiotiques (hydrolyse, photolyse) et les interactions avec les produits et procédés de traitement de l'eau (dont chloration, ozonation, UV) peuvent générer la formation de produits de transformation. Les études menées sur ces produits de transformation dans le cadre de la recharge artificielle de nappe ont principalement porté sur les sous-produits de désinfection (SPD). En effet, les eaux de recharge sont souvent désinfectées par chloration, par exemple sur les sites de Bolivar et Nardò, ou par UV, par exemple sur les sites Wulpen, Shafdan, West coast basin et Central basin. Pour l'US EPA (2012), le dosage des SPD est une nécessité dans le contexte de la recharge artificielle de nappes à partir d'eaux usées traitées.

Compte tenu de la grande diversité des contaminants chimiques organiques pouvant être présents dans les eaux de recharge quelle que soit leur origine, il n'est pas possible d'identifier les contaminants les plus pertinents à considérer pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes (OMS, 2003; NRMCC-EPHC-NHMRC, 2009a; US EPA, 2012). Par conséquent, plusieurs pistes sont envisagées pour cibler des contaminants d'intérêt sanitaire dans le contexte de la recharge artificielle de nappes dont : la toxicité des molécules, le fait qu'elles soient réglementées dans les eaux, leur présence dans les eaux de recharge à des concentrations élevées et/ou leur persistance dans les eaux souterraines. En tenant compte des connaissances disponibles, trois catégories de contaminants se détachent : les contaminants réglementés, les sous-produits de désinfection (SPD) et les contaminants émergents.

■ Paramètres réglementés dans les eaux

Pour l'OMS (2003), les contaminants réglementés dans les EDCH présentent moins de risque que les autres contaminants chimiques organiques. En effet, en général, ces contaminants sont bien décrits, les techniques analytiques permettant leur détection sont fiables et leurs sources et concentrations dans l'environnement sont connues. De plus, leur comportement lors des traitements de potabilisation (coagulation/floculation, adsorption, rétention, oxydation) est assez bien décrit. Toutefois, les données relatives à leur surveillance sur les sites de recharge artificielle de nappes ne sont pas forcément publiées.

Les contaminants pris en compte dans la surveillance de l'état chimique des eaux souterraines ne sont pas forcément les plus pertinents à prendre en compte d'un point de vue sanitaire et ne sont pas spécifiques à la recharge artificielle de nappe. Toutefois, compte tenu de la diversité des contaminants pris en compte dans la surveillance des masses d'eau souterraine, leur surveillance lors de la recharge peut donner une indication de l'évolution de la qualité de l'eau souterraine rechargée.

■ Sous-produits de désinfection (SPD)

Les SPD sont susceptibles de se former par réaction entre la matière organique naturelle de l'eau et les oxydants utilisés pour désinfecter l'eau, le type d'oxydant conditionnant leur nature. Les principaux facteurs intervenant dans leur formation sont la nature de la matière organique, les ions bromure, le chlore libre, le pH, la température et le temps de contact. La matière organique

naturelle est source de nombreux précurseurs pour la formation de SPD, les substances humiques représentant la fraction la plus réactive (Mouly *et al.*, 2009).

Les classes de SPD suivantes ont ainsi été identifiées dans les eaux de recharge :

- des trihalométhanes (THM) dont le chloroforme, le bromoforme, le chlorodibromométhane, le bromodichlorométhane (Ayuso-Gabella *et al.*, 2010; Ernst *et al.*, 2012) ;
- des acides haloacétiques (HAA) dont l'acide chloroacétique, l'acide dibromoacétique, l'acide dichloroacétique, l'acide trichloroacétique, l'acide bromoacétique, l'acide bromochloroacétique (Ayuso-Gabella *et al.*, 2010; Ernst *et al.*, 2012) ;
- des nitrosamines dont la NDMA (Pavelic *et al.*, 2005; Pavelic *et al.*, 2006; Zhou *et al.*, 2009; Ayuso-Gabella *et al.*, 2010; Ernst *et al.*, 2012).

Sur le site de Bolivar, les THM dans l'aquifère ont une demi-vie comprise entre moins de 1 jour (pour le bromoforme) et 65 jours (pour le chloroforme). La demi-vie des HAA est inférieure à 1 jour (Pavelic *et al.*, 2005). La demi-vie des THM varie en fonction des sites. Une grande partie de cette variabilité peut s'expliquer par les différences de conditions géochimiques des aquifères dont le potentiel redox, puisque la biodégradation est le principal mécanisme d'élimination des THM (Pavelic *et al.*, 2006).

La formation *in situ* de certains THM a été observée dans les aquifères sur plusieurs sites de recharge artificielle de nappes et est suspectée se produire sur tous les sites étudiés par Pavelic *et al.* (2006). Ainsi, pour le site de Bolivar, la modélisation suggère que les eaux de recharge contiennent suffisamment de chlore résiduel et de matière organique naturelle pour que des THM se forment dans l'aquifère (Pavelic *et al.*, 2005).

Pour éviter la formation de produits de dégradation lors du traitement des eaux de recharge, les lignes directrices de l'US EPA (2012) sur l'utilisation des eaux usées traitées recommandent de favoriser les traitements de rétention par rapport aux traitements par oxydation.

■ Contaminants chimiques organiques émergents

Les données existantes sur les contaminants émergents dans les eaux de recharge ne sont pas représentatives de l'ensemble et de la diversité des contaminations. Ainsi, comme le montrent le Tableau XVIII et le Tableau XXIII, de nombreuses données concernent les résidus de médicaments (Ernst *et al.*, 2012; DEMEAU, 2015). Parmi les contaminants étudiés, certains, plus persistants, se retrouvent fréquemment à des concentrations mesurables dans les eaux souterraines rechargées et dans les eaux prélevées après recharge. C'est par exemple le cas de la carbamazépine, du sulfaméthoxazole et du benzotriazole (DEMEAU, 2015).

La majorité des contaminants émergents n'est pas réglementée pour les usages envisagés des eaux prélevées après recharge et il n'existe pas forcément de valeurs toxicologiques de référence pour une exposition chronique à ces contaminants. Aussi, certains auteurs ont proposé des méthodes pour hiérarchiser les contaminants émergents à prendre en compte pour la recharge artificielle de nappe (Li *et al.*, 2014) ou pour identifier ceux pour lesquels il est nécessaire d'approfondir l'analyse de risque sanitaire (Rodriguez *et al.*, 2007).

7.3 Revue des mesures de maîtrise

7.3.1 Exigence de qualité sur les eaux de recharge

Pour la recharge artificielle avec des eaux usées traitées de nappes destinées à l'alimentation en EDCH, l'US EPA (2012) préconise que les eaux de recharge aient une turbidité inférieure à 2 NTU, une concentration en COT inférieure à 2 mg.L⁻¹, un pH compris entre 6,5 et 8,5, que les coliformes thermotolérants ne soient pas détectables dans 100 mL d'eau et que la concentration en chlore résiduel soit supérieure à 1 mg.L⁻¹ avec un temps de contact supérieur à 90 min (Tableau II).

La réglementation californienne impose pour la recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées que les eaux de recharge aient (California Department of Public Health, 2014 - Tableau III) :

- une turbidité inférieure à 0,2 NTU si elles sont traitées par microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration ou osmose inverse ou inférieure à 2 NTU si elles sont traitées par un autre processus de filtration ;
- une concentration en carbone organique total (COT) inférieure à 0,5 mg.L⁻¹ ;
- une concentration en azote total inférieure à 10 mg.L⁻¹.

7.3.1.1 Utilisation des valeurs guides pour l'EDCH

D'un point de vue sanitaire, l'alimentation en EDCH est le niveau d'utilisation des eaux prélevées après recharge associé aux exigences de qualité les plus strictes (OMS, 2003). Toutefois, l'OMS (2003) rappelle que les directives pour la qualité de l'EDCH (OMS, 2011) n'ont pas été développées pour l'utilisation des eaux usées traitées comme source d'alimentation en EDCH. Aussi, bien que les valeurs guides pour l'EDCH puissent être utilisées comme référence pour estimer le risque sanitaire lié à l'utilisation des eaux usées traitées pour recharger artificiellement des nappes servant à l'alimentation en EDCH, l'OMS (2003) souligne qu'une telle approche peut négliger certains risques.

La plupart des lignes directrices ou réglementations sur la recharge artificielle de nappes pour l'alimentation en EDCH demande que les eaux atteignant la nappe respectent les valeurs guides pour l'EDCH (OMS, 2003; NRMCC-EPHC-NHMRC, 2009a; US EPA, 2012; California Department of Public Health, 2014). Toutefois, à ce critère est ajouté le suivi de paramètres complémentaires, des contraintes de traitements des eaux brutes pour la recharge et des contraintes techniques sur la recharge artificielle de nappe.

De même, Rodriguez *et al.* (2007) proposent en première intention l'utilisation des valeurs guides pour l'EDCH pour prioriser les contaminants chimiques organiques à considérer lors de recharge artificielle de nappe. Ils complètent, toutefois, leur approche par l'utilisation des VTR existantes en seconde intention puis du seuil de préoccupation toxicologiques (TTC) lorsque rien d'autre n'est disponible, considérant que l'utilisation des valeurs guides pour l'EDCH n'est pas suffisante à elle seule dans un contexte de réutilisation indirecte des eaux usées traitées pour l'alimentation en EDCH.

7.3.1.2 Autres contaminants à surveiller

Pour prendre en compte le risque lié aux contaminants chimiques non réglementés, pour la recharge artificielle de nappes destinées à l'alimentation en EDCH à partir d'eaux usées traitées, l'US EPA (2012) recommande d'inclure dans la surveillance des eaux de recharge, les contaminants chimiques organiques connus ou suspectés comme étant toxiques, cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques, pertinents en fonction des sites. De même, la réglementation californienne impose le suivi trimestriel de polluants prioritaires toxiques et de contaminants spécifiques aux sites de recharge dans les eaux usées traitées et dans les eaux souterraines rechargées (California Department of Public Health, 2014).

7.3.2 **Traitement des eaux brutes de recharge**

Pour les sites où les eaux prélevées après recharge ne sont pas destinées à la production d'EDCH, l'US EPA (2012) impose un traitement primaire pour la recharge par infiltration et un traitement secondaire (DBO5 et MES < 30 mg.L⁻¹) pour la recharge par injection. Les autres exigences sont dépendantes du site et de l'usage des eaux après recharge. Le système doit toutefois être conçu pour que les eaux de recharge n'atteignent pas des aquifères destinés à l'alimentation en EDCH.

Lorsque les eaux souterraines rechargées sont utilisées pour l'alimentation en EDCH, l'US EPA (2012) recommande que les eaux de recharge atteignant la nappe présentent des concentrations non mesurables en micro-organismes pathogènes. Pour cela, les eaux de recharge doivent avoir subi préalablement à la recharge au moins un traitement secondaire, une filtration et une désinfection, et pour la recharge par injection, un traitement avancé des eaux usées (clarification

chimique, adsorption sur charbon actif, osmose inverse et autres procédés membranaires, oxydation avancée, aération forcée, ultrafiltration ou échange ionique).

La réglementation californienne impose un abattement de 12 log pour les virus entériques et de 10 log pour les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium*. Ces abattements doivent être obtenus par au moins trois procédés différents dont chacun doit abattre au moins un log. De plus, un procédé ne doit pas être crédité de plus de 6 log d'abattement. Le transfert dans la nappe peut être inclus dans ces procédés, la réglementation fixant les valeurs par défaut en fonction du temps de transfert. De plus, lorsque la recharge se fait par infiltration depuis la surface, les eaux brutes pour la recharge doivent subir au moins une étape de filtration et une étape de désinfection. Lorsque la recharge se fait en subsurface, les eaux brutes pour la recharge doivent subir au moins une étape d'osmose inverse et une étape d'oxydation avancée (California Department of Public Health, 2014 - Tableau III).

7.3.3 Contraintes sur les étapes de recharge artificielle de nappes

La principale contrainte technique formulée dans les lignes directrices ou réglementations sur la recharge artificielle de nappes pour l'alimentation en EDCH concerne le temps de transfert dans la nappe. Ainsi, l'US EPA (2012) et la réglementation californienne (California Department of Public Health, 2014) imposent un temps de transfert dans la nappe d'au moins deux mois et l'OMS (2003) recommande une distance entre le point de recharge et le point de récupération d'au moins 600 m.

De plus, pour la recharge par infiltration, l'US EPA (2012) et la réglementation californienne (California Department of Public Health, 2014) recommandent que la nappe soit située au minimum à 2 m de profondeur.

Enfin, la mise en place de puits de surveillance pour détecter l'influence de la recharge artificielle sur l'aquifère est recommandée par US EPA (2012) et la réglementation californienne (California Department of Public Health, 2014).

7.3.4 Approches de gestion de la qualité

Certains sites de recharge de nappes ont été mis en place et gérés à l'aide d'approches de gestion de la qualité qui visent à garantir et améliorer la qualité d'un produit et à maîtriser les risques en se basant sur l'étude de l'ensemble des processus. Les approches utilisées sont la démarche HACCP (Dewettinck *et al.*, 2001; Swierc *et al.*, 2005) et les lignes directrices australiennes (Page *et al.*, 2010c). L'annexe 7 présente le détail de l'application de ces démarches à certains sites.

7.3.4.1 Système d'analyse des risques pour la maîtrise des points critiques (HACCP)

Le système HACCP a été développé pour l'industrie agroalimentaire, dans le but d'optimiser le produit final en réduisant au minimum le risque de contamination. Il repose sur 7 principes :

- procéder à une analyse des risques ;
- déterminer les points critiques pour la maîtrise (CCP) ;
- fixer le ou les seuil(s) critiques(s) ;
- mettre en place un système de surveillance permettant de maîtriser les CCP ;
- déterminer les mesures correctives à prendre lorsque la surveillance révèle qu'un CCP donné n'est pas maîtrisé ;
- appliquer des procédures de vérification afin de confirmer que le système HACCP fonctionne efficacement ;
- constituer un dossier dans lequel figureront toutes les procédures et tous les relevés concernant ces principes et leur mise en application (Codex Alimentarius, 2011).

À Wulpen, la démarche a été appliquée pour la gestion des risques microbiologiques. Dewettinck *et al.* (2001) considèrent que l'approvisionnement en EDCH ne doit pas être basé sur une seule barrière comme la désinfection (chimique), mais qu'une approche multi-barrières est nécessaire pour éliminer efficacement et/ou inactiver les différents types de micro-organismes pathogènes

(Havelaar, 1994) et obtenir un haut niveau de fiabilité. Par ailleurs, le principe retenu pour ce site est que l'étape de recharge (passage dans la ZNS et dans la nappe) n'est qu'une mesure psychologique. De plus, dans le cas d'une croissance microbienne présumée dans le sous-sol, une correction active est difficile à mettre en œuvre et à contrôler. Ainsi, il a été décidé que l'eau d'infiltration devait se conformer aux valeurs guides sanitaires pour l'eau potable. Pour cela, tous les procédés de traitement des eaux pour la recharge avant l'infiltration sont considérés comme des CCP.

Une démarche HACCP a commencé à être déployée à Parafield : elle aborde les 12 étapes de la démarche avec des niveaux d'avancement variables. Selon Swierc *et al.*, 2005, le site de Parafield pourrait être exploité selon les principes HACCP avec un minimum de modifications. Pour ce site, un seul CCP a été identifié correspondant à la surveillance en continu de la qualité de l'eau de recharge (turbidité et conductivité). En complément, des points de contrôle pour la qualité (QCP) et des programmes de soutien (SP) ont été déterminés pour les étapes d'approvisionnement en eau brute pour la recharge et de traitement des eaux de recharge. Des limites critiques ont été déterminées pour les trois points critiques retenus (un CCP et deux QCP), et d'autres sont mentionnés comme devant être approfondis lors de la mise en place de la démarche HACCP. En effet, aucune barrière ou point de contrôle n'a été identifié pour l'étape de recharge bien que les risques associés à cette étape soient élevés. Enfin, les auteurs considèrent que l'ajout d'un CCP au niveau des eaux prélevées après recharge permettrait d'augmenter la sécurité du système par rapport aux contaminants identifiés.

Pour ces deux sites, les auteurs soulignent l'impossibilité d'inclure dans les CCP des analyses dont les résultats ne peuvent être disponibles immédiatement, comme des analyses de la qualité microbiologique de l'eau. Ainsi, dans les deux cas, le dispositif de surveillance a été complété par des points d'attention (POA) à Wulpen (Dewettinck *et al.*, 2001) et par des QCP et des programmes de soutien (SP) à Parafield (Swierc *et al.*, 2005).

Pour Nandha *et al.* (2015), bien que l'approche HACCP constitue un cadre solide pour la gestion des risques sanitaires, son application à la recharge artificielle de nappes présente quelques limites, dont :

- des possibilités limitées pour attribuer les CCP et les limites associées. En effet, ces contrôles ne sont viables que durant les opérations de traitement, ce qui met un accent sur cet aspect des opérations ;
- un accent mis sur l'identification d'un seul CCP au détriment d'une gamme de mesures préventives. Cela peut produire un plan de gestion des risques qui sous-évalue les mesures de contrôle alternatives et l'approche multi-barrières ;
- certains éléments du système qui exigent des mesures de contrôle ne peuvent être classés comme étant des CCP ;
- l'absence de programme de soutien, tel que la formation des employés, des procédures d'intervention d'urgence.

7.3.4.2 Lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a)

Les lignes directrices australiennes font reposer la conception de projet de recharge artificielle de nappes sur deux évaluations semi-quantitatives des risques sanitaires (Figure 3) :

- l'évaluation des risques maximaux, correspondant aux risques en l'absence de mesures préventives, qui permet de cibler les mesures préventives à prendre ;
- l'évaluation des risques résiduels qui prend en compte les mesures de maîtrise du risque et les données existantes.

Les lignes directrices pour la recharge artificielle de nappe renvoient vers les lignes directrices pour la réutilisation des eaux de phase 1 (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006) pour l'évaluation de chaque danger. Cette évaluation se fait au niveau des eaux au point d'usage et prend donc en compte la qualité des eaux prélevées après recharge et les traitements potentiellement appliqués après la recharge. Pour les micro-organismes pathogènes, les risques sont évalués par la méthode des DALY pour *Campylobacter*, *Cryptosporidium* et rotavirus avec un risque acceptable

de 10^{-6} . Pour les contaminants chimiques, le risque tolérable est défini en termes de respect des valeurs guides pour les usages des eaux prélevées après recharge. Pour que le projet soit poursuivi, les risques résiduels doivent être qualifiés de faibles. Si les risques sont modérés ou élevés, des mesures préventives doivent être mises en place afin de ramener le risque au niveau acceptable.

Les lignes directrices australiennes pour la recharge artificielle de nappes recensent les mesures préventives pour la maîtrise des risques sanitaires suivantes :

- la sélection des eaux brutes pour la recharge ;
- le traitement de l'eau de recharge pour éliminer les dangers ou leurs précurseurs ;
- la sélection de l'aquifère ;
- le choix de l'emplacement du projet ;
- la mise en place d'un système de contrôle des eaux de recharge : par exemple l'arrêt de la recharge si un indicateur de suivi est en dehors des limites de contrôle critiques ;
- un temps de transfert suffisant pour le traitement passif par l'aquifère ;
- le traitement des eaux prélevées avant les utilisations finales ;
- la mise en place de plans de gestion des incidents, y compris par une surveillance en temps réel.

Les lignes directrices rappellent le principe général de maîtrise des risques grâce à la mise en place de barrières successives.

7.4 Situation française

Comme indiqué dans le chapitre 4, en France, le cadre général de la politique de l'eau est fixé par la transposition de la DCE. Elle impose, entre autres, de prévenir la détérioration de l'état des eaux, de rétablir leur bon état et d'inverser toute tendance à la hausse de la concentration des polluants dans les eaux souterraines. Ainsi, la recharge artificielle de nappes doit s'inscrire dans cette démarche, ne doit pas compromettre la réalisation des objectifs environnementaux pour la masse d'eau souterraine rechargée et doit s'intégrer dans les SDAGE et SAGE existants.

Actuellement en France, la recharge artificielle de nappes n'est autorisée qu'avec des eaux de surface ou des eaux souterraines, la recharge à partir d'eaux souterraines étant actuellement anecdotique. Le GT considère qu'à terme, la recharge avec des eaux usées traitées est envisageable. Ainsi, le GT a pris en compte les eaux de surface et les eaux usées traitées comme eaux brutes pour la recharge.

Même si la situation climatique française ne nécessite *a priori* pas de recourir aux dispositifs de recharge par injection, le GT considère que ces dispositifs peuvent être utiles dans des situations particulières, par exemple pour recharger des nappes captives ou lorsque les disponibilités foncières sont limitées.

Enfin, en France, la recharge artificielle de nappe peut avoir un objectif :

- qualitatif, pour préserver une ressource de l'intrusion saline ou d'une pollution et/ou pour atteindre le bon état qualitatif des eaux souterraines ;
- quantitatif, pour répondre à une demande de prélèvements et/ou pour atteindre le bon état quantitatif des eaux souterraines.

La Figure 20 illustre l'ensemble des scénarios de recharge artificielle de nappes envisageables en France, les réglementations et les contraintes associées.

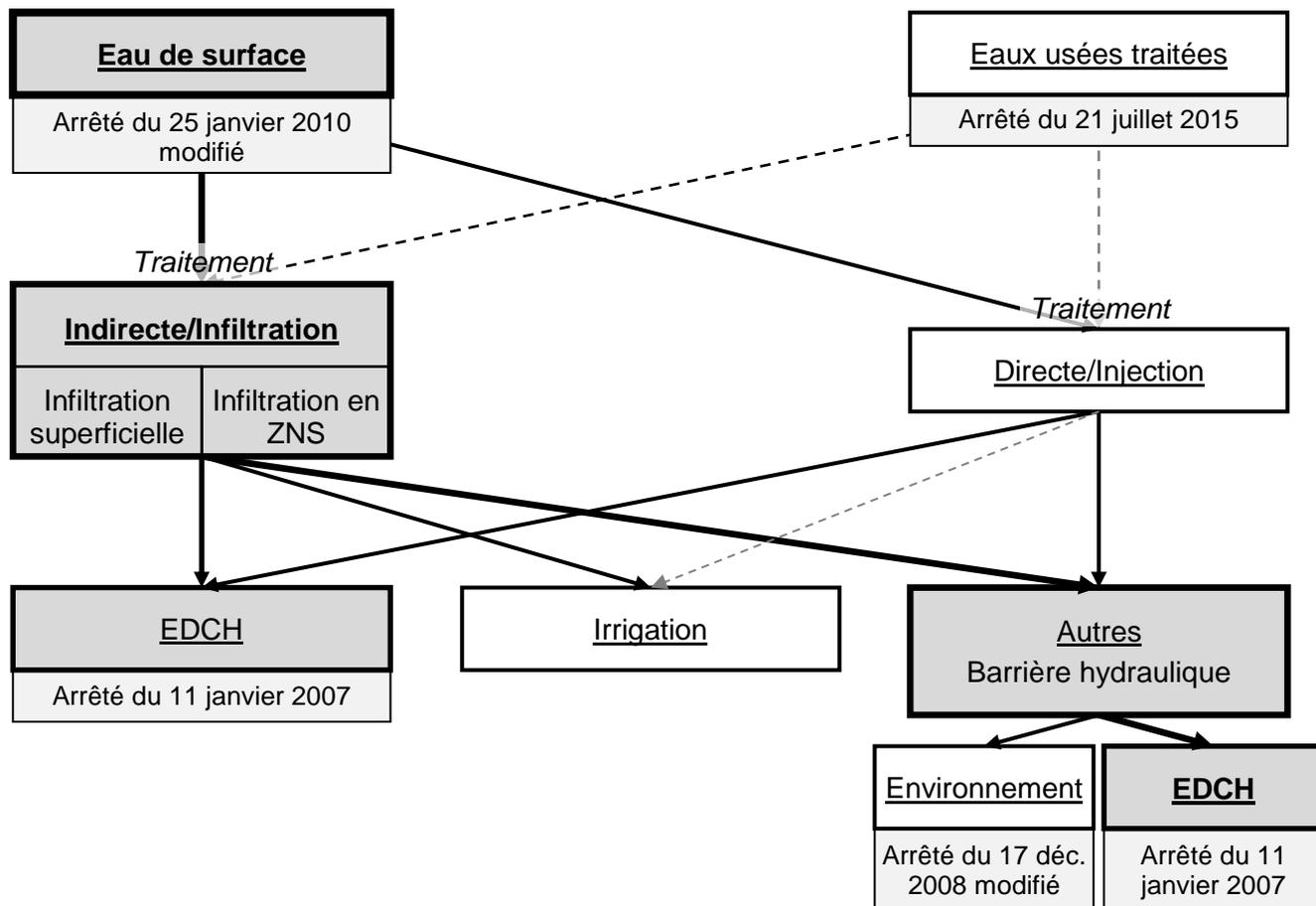


Figure 20. Schéma de la recharge artificielle de nappe adaptée à la situation française.

7.5 Positions du GT

7.5.1 Traitement des eaux prélevées après recharge

Les étapes de traitement et de transport des eaux prélevées après recharge ne sont pas spécifiques à la recharge artificielle de nappe et dépendent des usages qui en sont faits. Elles doivent respecter les mêmes critères et exigences que pour les usages considérés que pour des eaux d'autres origines.

En accord avec les positions exprimées dans les documents institutionnels présentés dans le chapitre 3, le GT estime que la recharge artificielle de nappe ne doit pas imposer après prélèvement de traitement supplémentaire pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée.

7.5.2 Usages considérés : alimentation en EDCH

Lors de la recharge artificielle de nappes, la population est exposée aux dangers présents dans les eaux prélevées après recharge au moment de l'utilisation de cette eau, parfois après traitement. La voie d'exposition et les volumes associés dépendent donc des usages de la nappe rechargée. Pour l'OMS (2003), l'exposition la plus « à risque » est, dans le cas de la recharge artificielle de nappes, supposée être l'ingestion. Pour le site de Parafield, les risques microbiologiques ont été évalués pour l'alimentation en EDCH ou l'irrigation à partir des eaux prélevées après recharge et c'est l'alimentation en EDCH qui a été considérée comme l'usage le plus critique (Page *et al.*, 2012).

En France, l'alimentation en EDCH est l'usage majoritaire des ressources en eaux souterraines (hors énergie). Par ailleurs, la restauration de la qualité d'une ressource en eau souterraine dégradée est longue et très difficile (Asano et Cotruvo, 2004). Par conséquent, le GT a considéré que toutes les eaux souterraines rechargées doivent être compatibles avec leur utilisation actuelle et future pour l'alimentation en EDCH afin de ne pas hypothéquer ces ressources pour l'avenir.

7.5.3 Abatement lors de la recharge

L'évolution des concentrations en contaminants lors de la recharge artificielle est très dépendante de la nature de l'aquifère. Pour un site australien de recharge artificielle de nappes par infiltration, Toze *et al.* (2010) concluent que la durée de la phase de percolation dans la ZNS n'a que très peu d'influence sur le risque microbiologique résiduel, le nombre de pathogènes présents dans les eaux brutes pour la recharge étant le facteur le plus influent sur ce risque.

Certains des mécanismes impliqués dans la rétention des contaminants lors du transfert dans la ZNS ou dans la nappe sont réversibles (chapitre 6.3). Ainsi, des contaminants retenus dans la ZNS au démarrage de la recharge artificielle pourraient ne plus être retenus en cas de saturation du milieu, voire en cas de modification des conditions hydrogéochimiques de la ZNS, les contaminants initialement adsorbés pourraient se désorber et être transférés vers les eaux de la nappe.

Comme indiqué dans le chapitre 3, seules les lignes directrices australiennes préconisent de prendre en compte les abattements survenant dans la zone saturée dans la conception d'un dispositif de recharge artificielle de nappe (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Pour l'OMS (2003) et l'US EPA (2012), les abattements pouvant survenir lors du transfert dans la nappe sont considérés comme une sécurité supplémentaire mais ne sont pas pris en compte dans les recommandations de qualité des eaux lors de la recharge.

Les eaux de recharge ne se mélangent pas forcément de manière homogène avec les eaux souterraines natives voire forment une poche de faible densité flottant sur l'eau saumâtre lors de l'utilisation de la recharge comme une barrière hydraulique (paragraphe 6.2.5).

Ainsi, il n'est pas possible de définir des abattements par défaut par classe de contaminants pour les étapes de percolation dans la ZNS et de transfert dans la nappe, applicables à tous les sites de recharge artificielle de nappes (chapitre 6).

La seule mesure de maîtrise associée aux étapes de percolation dans la ZNS et de transfert dans la nappe est le temps de transfert entre la recharge et la récupération (paragraphe 7.3).

Par conséquent, le GT n'a pas pris en compte les abattements pouvant survenir dans la nappe et dans la ZNS pour formuler ces recommandations sur la recharge artificielle de nappes, la nappe et la ZNS étant des compartiments de l'aquifère à protéger. Les contraintes portent donc sur la qualité des eaux de recharge.

7.5.4 Cadrage des projet de recharge

Les différentes sources de dangers doivent être identifiées pour être prises en compte lors de la conception d'un système de recharge artificielle de nappes. De même, pour chaque site, les usagers des eaux souterraines rechargées doivent être identifiés pour pouvoir être informés. Pour cela, pour chaque site de recharge doivent être déterminés :

- La qualité des eaux souterraines natives ;
- la qualité des eaux brutes de recharge et sa variabilité ;
- la vulnérabilité des eaux brutes de recharge (par exemple identification de sources potentielles de déversements dans les eaux de surface) ;
- l'historique d'utilisation du site de recharge (identification de pollution antérieure) ;
- le fond géochimique de l'aquifère ;
- le cheminement des eaux de recharge dans l'aquifère permettant d'estimer le rayon d'influence au sein de la nappe (panache) ;
- les usages de la nappe rechargée (y compris les puits privés).

Enfin, Nandha *et al.* (2015) soulignent que les changements dans les usages des eaux prélevées après recharge ou les évolutions réglementaires doivent être pris en compte dans l'évaluation d'un projet de recharge.

7.6 Conclusions

Les données existantes sur les contaminants présents dans les eaux prélevées après recharge artificielle de nappes sont parcellaires et ne permettent pas d'identifier l'ensemble de dangers pertinents d'un point de vue sanitaire pour l'ensemble des sites de recharge.

Lors de la recharge artificielle de nappes, les micro-organismes pathogènes proviennent principalement des eaux de recharge. Les micro-organismes d'intérêt sanitaire sont ceux qui persistent lors du traitement des eaux de recharge, lors de la percolation dans la ZNS et dans la nappe. Sur la bases des études disponibles, les virus entériques, les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* sont considérés comme les pathogènes les plus persistants dans ces circonstances. Compte tenu du manque de données actuellement disponibles sur la contamination des eaux souterraines françaises par les virus et des difficultés liées à ces analyses (coût, comparabilité des méthodes, caractère infectieux des virus quantifiés), il est prématuré de recommander un suivi des virus sur les sites de recharge artificielle de nappes en France.

Dans les eaux prélevées après la recharge, les ETM peuvent provenir des eaux de recharge, des eaux souterraines natives et/ou de l'interaction des eaux de recharge avec l'aquifère. Les techniques de traitement actuelles permettent de réduire les concentrations en ETM dans les eaux de recharge. En revanche, l'apport par l'aquifère est la source d'ETM la plus difficile à maîtriser lors de la recharge artificielle de nappe et nécessite d'assurer une compatibilité entre les eaux de recharge et l'aquifère en terme de pH et de potentiel redox.

Les contaminants chimiques organiques dans les eaux prélevées après recharge peuvent provenir des eaux brutes pour la recharge ou être le produit de transformations survenant lors du traitement des eaux de recharge ou lors du transfert dans l'aquifère. Compte tenu de la grande diversité des contaminants chimiques organiques pouvant être présents dans les eaux prélevées après recharge, il n'est pas possible d'identifier les contaminants les plus pertinents à considérer pour l'ensemble des sites de recharge artificielle de nappes en France. Certains contaminants, plus persistants, se retrouvent fréquemment avec des concentrations mesurables dans les eaux souterraines rechargées et dans les eaux prélevées après recharge. Tel est, par exemple le cas de sous-produits de désinfection ou de contaminants émergents tels que la carbamazépine, le sulfaméthoxazole et le benzotriazole.

Afin de maîtriser les risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes, deux approches principales sont mises en œuvre. La première repose sur la formulation de contraintes générales portant sur la qualité des eaux brutes et des eaux de recharge, sur le traitement des eaux de recharge et sur la conception des sites de recharge. C'est l'approche retenue par la réglementation californienne et par l'US-EPA. La deuxième approche repose sur l'application à chaque site de recharge d'une démarche de gestion de la qualité comme la démarche HACCP, ou celle proposée dans les lignes directrices australiennes.

Enfin, le GT a pris les positions suivantes :

- la recharge artificielle de nappe ne doit pas imposer après prélèvement de traitement supplémentaire pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée ;
- toutes les eaux souterraines rechargées doivent être compatibles avec leur utilisation actuelle ou future pour l'alimentation en EDCH afin de ne pas hypothéquer ces ressources pour l'avenir ;
- la nappe, mais aussi la ZNS, sont des compartiments à protéger, par conséquent l'eau de recharge ne doit pas entraîner une dégradation de ces derniers ;
- les abattements pouvant survenir dans ces compartiments n'ont pas été pris en compte pour formuler les recommandations sur la recharge artificielle de nappes : les contraintes portent donc sur la qualité des eaux de recharge.

8 Recommandations

La recharge artificielle de nappe ne doit pas dégrader la qualité de l'eau de la nappe ni imposer après prélèvement des traitements supplémentaires pour un même usage par rapport à une ressource non rechargée. Elle ne doit pas compromettre l'atteinte des objectifs environnementaux définis pour la masse d'eau souterraine influencée par la recharge artificielle, ce qui inclut la sauvegarde des écosystèmes terrestres associés. La qualité de l'eau de recharge doit donc être meilleure ou au moins équivalente à la qualité de l'eau de la nappe et la recharge artificielle de nappe ne doit pas perturber les équilibres hydrogéochimiques des aquifères rechargés afin de limiter les libérations potentielles de contaminants préalablement stockés dans le milieu souterrain. De plus, le système de recharge artificielle de nappes mis en place doit être durable.

Les projets de recharge artificielle de nappes doivent reposer sur un besoin spécifique lié à la ressource en eau ciblée (qualitatif et/ou quantitatif), et non pallier des pertes du réseau d'adduction, ni être uniquement un moyen d'élimination d'eaux usées traitées.

Parmi les différentes recommandations, la plus contraignante s'applique en priorité.

8.1 Réglementation

8.1.1 Réglementation relative à la recharge de nappes

Actuellement la réglementation française permet la recharge artificielle de nappes au cas par cas, après autorisation préfectorale en précisant que l'eau utilisée peut provenir de toute eau de surface ou eau souterraine à condition que son utilisation ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux pour la masse d'eau souterraine rechargée ou augmentée. Les dossiers de la demande d'autorisation préfectorale doivent comprendre une étude d'impact.

8.1.2 Réglementation relative aux eaux souterraines

Dès lors que l'eau de recharge pénètre dans le milieu souterrain, elle devient de l'eau souterraine. Le contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines s'applique alors. Il impose le suivi de nombreux paramètres dont majoritairement des micropolluants. La recharge artificielle de nappes doit s'intégrer dans les SDAGE et SAGE et ne pas être à l'origine de la non réalisation des objectifs environnementaux des ressources rechargées.

8.1.3 Positionnement des dispositifs de recharge artificielle de nappes et périmètres de protection des captages pour la production d'EDCH

Lorsqu'une nappe est artificiellement rechargée pour couvrir des besoins supplémentaires en eau pour l'alimentation en EDCH, le point de recharge sera inévitablement implanté dans l'aire d'alimentation du ou des captage(s) exploitant la nappe et par conséquent peut être aussi dans les périmètres de protection des captages selon l'extension de ces derniers.

Les périmètres de protection sont destinés à préserver la qualité de l'eau prélevée sur le captage en agissant sur les activités présentes ou pouvant se développer dans l'aire d'alimentation des captages (Ministère de la Santé, 2008). En conséquence, la qualité de l'eau de recharge ne doit pas être moins bonne que celle de la nappe. Pour les captages en dérogation, l'eau de recharge doit être de meilleure qualité que les eaux rechargées, en particulier pour le (ou les) paramètre(s) déclassant(s) l'état de la masse d'eau souterraine considérée.

L'objectif de ne pas voir se développer d'activité dans le périmètre de protection immédiate, et l'exiguïté de celui-ci (en centaines de m² généralement) y excluent *a priori* l'installation d'un système de recharge artificielle de nappes. En effet, un dispositif de recharge nécessite un entretien du site de recharge et l'accès de véhicules pour son exploitation. De plus, ne pas implanter le dispositif de recharge dans le périmètre de protection immédiate permet d'augmenter le temps de transfert des eaux de recharge dans la nappe avant leur captage pour l'alimentation en EDCH. Ceci ajoute donc une protection supplémentaire pour le consommateur. Ainsi, la mise

en place d'un dispositif de recharge dans le périmètre de protection immédiate n'est pas envisageable.

Les installations de réalimentation pourront être implantées dans les périmètres de protection rapprochée ou éloignée, sachant que la qualité de l'eau infiltrée ne devra pas nuire à celle prélevée sur le captage. L'arrêté de déclaration d'utilité publique (DUP) devra être modifié en conséquence.

8.2 Conception du projet de recharge artificielle de nappes

8.2.1 Description générale du site

Avant d'envisager un projet de recharge de nappe, il est nécessaire de s'interroger sur les besoins en eau actuels et futurs pour la collectivité considérée et d'intégrer ce projet dans les plans de gestion de l'eau concernés (SDAGE et SAGE le cas échéant). L'impact sur l'hydrologie de surface des prélèvements d'eau de surface ou de la diminution des rejets de STEU liés à un projet de recharge artificielle de nappes doit être évalué, en particulier dans le cas de transferts de masses d'eau entre bassins versants. Les alternatives à la recharge de nappe doivent être au préalable étudiées. Les captages d'eau de la nappe pour laquelle la recharge artificielle est envisagée doivent être identifiés et tous les usages de cette nappe recensés.

De plus, le site de recharge artificielle choisi doit être bien caractérisé. Pour cela, il est nécessaire de décrire au minimum :

- les caractéristiques de l'aquifère : taille de l'aquifère, type de terrain, aquifère à nappe libre ou captive ;
- la porosité, l'emmagasinement, la perméabilité et l'épaisseur de ZNS le cas échéant,
- l'inventaire des pressions subies par les eaux utilisées pour la recharge (pollution diffuse, rejets de STEU urbaine, rejet industriels) ;
- l'inventaire des usages de la nappe et des besoins ;
- et tout autre élément pertinent pour décrire le site retenu.

8.2.2 Choix de la méthode de recharge

En complément des considérations technico-économiques, le choix du dispositif de recharge artificielle doit prendre en compte le fait que la stagnation d'eaux (dans les bassins d'infiltration) peut favoriser la prolifération de certains insectes vecteurs (gîtes larvaires potentiels) et ainsi augmenter le risque de transmission de maladies vectorielles.

Une fois prise la décision de mise en place du projet de recharge de nappe, le dispositif de recharge choisi et la source d'eau de recharge sélectionnée, une étude approfondie de l'aquifère est nécessaire. Elle doit porter sur l'hydrogéologie et la composition de l'aquifère.

8.2.3 Connaissance du fonctionnement de la nappe soumise à la recharge

Pour connaître le fonctionnement hydraulique de la nappe lors de la recharge, il est nécessaire, au minimum, de déterminer par traçage et par modélisation :

- sa diffusivité ;
- le mode d'écoulement des eaux de recharge dans la nappe ;
- le mode de mélange des eaux de recharge dans la nappe ;
- le rapport du volume infiltré par rapport au volume de la nappe et donc le temps de transfert de l'eau rechargée dans l'aquifère.

8.2.4 Compatibilité entre les eaux de recharge et le site de recharge

Pour vérifier la compatibilité de l'eau de recharge avec le site de recharge, il convient au minimum de mesurer dans l'eau brute pour la recharge, l'eau de recharge et l'eau souterraine native :

- la conductivité ;
- le pH ;
- l'équilibre calco-carbonique ;
- le potentiel redox (conditionné par le type de nappe) ;
- les concentrations en ions ;
- et tout autre élément pertinent pour le site retenu.

De plus, le fond géochimique du site de recharge doit être caractérisé.

L'utilisation d'un modèle géochimique peut permettre d'estimer les gammes de valeurs des paramètres des eaux de recharge qui ne modifient pas de manière significative les équilibres physico-chimiques établis dans la nappe avant la recharge artificielle.

8.2.5 Protection du site de recharge

S'agissant d'un point d'introduction d'eau dans une nappe utilisée pour l'EDCH, le site de recharge doit bénéficier d'une protection même si le temps de transfert de l'eau jusqu'au point de reprise est généralement important. Il s'agirait de périmètres satellites par analogie à ceux créés autour des points d'engouffrement pour la protection des captages alimentés par un aquifère karstique.

Selon le type de dispositif et au regard de son emprise au sol et surtout de la nécessité d'intervenir sur les ouvrages de recharge, il pourra s'agir d'un périmètre de protection immédiate pour les forages d'injection mais plus généralement d'un périmètre de protection rapprochée en particulier pour les dispositifs d'infiltration par bassins. Les nombreuses interventions d'entretien des bassins excluent en effet pour ces derniers dispositifs le statut de périmètre de protection immédiate.

8.3 Qualité des eaux de recharge

Comme indiqué dans le chapitre 7, le GT a retenu l'usage EDCH pour fixer les exigences sanitaires sur la recharge artificielle de nappes. Les recommandations émises s'appliquent aussi bien aux dispositifs de recharge artificielle par infiltration que par injection.

8.3.1 Traitement des eaux brutes pour la recharge

Les eaux brutes pour la recharge artificielle de nappes doivent faire l'objet d'un traitement préalable. Les eaux usées traitées utilisées doivent respecter la réglementation relative aux systèmes d'assainissement²¹.

8.3.2 Suivi du dispositif de recharge

Afin de prévenir les éventuelles variations de qualité des eaux brutes entrant dans le système de recharge de nappe et s'assurer du bon fonctionnement des installations de traitement, les paramètres suivants doivent être suivis en continu dans les eaux de recharge :

- pH,
- conductivité,
- turbidité,
- potentiel redox.

²¹ Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

8.3.3 Qualité des eaux de recharge

Pour les eaux de recharge, le GT recommande, quelle que soit la ressource d'eau brute pour la recharge :

- une qualité au moins égale à celle des eaux souterraines natives pour les paramètres de l'annexe II²² de l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique, et le respect des limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'EDCH ;
- la non détection d'oocyste de *Cryptosporidium* et de kyste de *Giardia* ;
- une fréquence de suivi de 1 fois par mois sur la durée d'exploitation du site.

8.4 Suivi du site de recharge

Afin de s'assurer que la qualité de la nappe rechargée n'est pas dégradée et que des contaminants qui pourraient présenter un risque sanitaire au point d'usage ne s'accumulent pas, il est nécessaire d'assurer un suivi régulier de la qualité de la nappe. Le suivi est à faire sur :

- les eaux de recharge,
- les eaux souterraines rechargées,
- les eaux souterraines natives.

De plus, pour disposer d'éléments de comparaison, un bilan de la qualité de la nappe doit être effectué avant la mise en eau du dispositif de recharge.

Si une dérive des concentrations est observée dans les eaux souterraines rechargées en lien avec la recharge, celle-ci doit être interrompue le temps de mettre en place les mesures correctives adaptées.

8.4.1 Paramètres à suivre

8.4.1.1 Utilisation de traceurs hydrauliques

En complément du suivi en continu du niveau de la nappe, les traceurs hydrauliques doivent permettre de déterminer la part des eaux de recharge dans la nappe. Ces traceurs ne sont pas spécifiques à chaque site, les chlorures peuvent être un bon marqueur des masses d'eau.

8.4.1.2 Contaminants chimiques

Afin de s'assurer que la qualité de la nappe n'est pas dégradée, le GT recommande de suivre l'ensemble des paramètres du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines mentionnés par l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. Cette surveillance peut être complétée par tous paramètres pertinents pour le site de recharge artificielle concerné qui peuvent être ajoutés, par exemple en raison d'une forte occurrence dans les eaux brutes pour la recharge, d'un fond géochimique local élevé ou des traitements appliqués aux eaux de recharge (SPD).

²² Limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'EDCH, à l'exclusion des eaux de source conditionnées, fixées pour l'application des dispositions prévues aux articles R 1321-7 (II) et R1321-42.

8.4.2 Modalité de suivi

8.4.2.1 Emplacement des sondages de surveillance pour les eaux souterraines

Pour suivre la qualité des eaux souterraines, il est nécessaire de mettre en place des sondages de surveillance (piézomètres et qualitomètres) en amont en aval du site de recharge. Le nombre et l'emplacement de ces sondages seront déterminés en fonction :

- du temps de transfert de l'eau, qui dépend de la transmissivité de l'aquifère et du gradient hydraulique ; plus l'écoulement est rapide et plus le réseau devra être dense ;
- de l'homogénéité de l'aquifère : les aquifères fissurés de socle ou karstiques requièrent un réseau de suivi plus dense que les aquifères intergranulaires dont les aquifères alluviaux.

Un milieu homogène et à temps de transfert plurimensuel entre le dispositif de recharge et le forage de récupération ne requerra qu'un sondage situé à quelques dizaines de mètres à l'amont du dispositif de recharge, et un sondage aval situé entre les deux dispositifs.

Dans le cas d'aquifères à écoulements plus ou moins rapides et/ou plus ou moins chenalisés, des sondages supplémentaires seront implantés à l'aval du dispositif de recharge de manière à être représentatifs de l'ensemble du contexte hydraulique affecté par la recharge.

8.4.2.2 Conditions d'échantillonnage et d'analyse

Les conditions d'échantillonnage et d'analyse à mettre en œuvre sont celles décrites dans l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

8.4.2.3 Fréquence d'analyse

La fréquence de contrôles à mettre en œuvre est de deux par année (un prélèvement en période de hautes eaux et un prélèvement en période de basses eaux) et le nombre d'années de suivi par SDAGE est identique à celui fixé dans le tableau 49 bis de l'arrêté du 7 août 2015 précédemment mentionné.

8.5 Qualité des eaux prélevées après recharge

Compte tenu de la pression supplémentaire que la recharge artificielle de nappe fait peser sur les ressources en eau, en cas d'utilisation du captage pour la production d'EDCH, la fréquence des échantillonnages et d'analyses d'eaux dans le cadre du contrôle sanitaire doit être augmentée :

- pour la ressource à 12 analyses de type RP²³ par an, soit une par mois sur la durée d'exploitation du site puis en fonction du temps de transfert dans l'aquifère ;
- pour les eaux traitées, s'il a été fait la preuve que la filière de traitement permettait, à partir de la ressource rechargée, le respect des limites de qualité des EDCH²⁴, il n'est pas nécessaire de modifier la fréquence du contrôle sanitaire.

²³ Arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

²⁴ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

8.6 Recommandations de recherche

8.6.1 Acquisitions de connaissance sur les sites de recharge artificielle de nappes en France

L'accès aux données produites lors du suivi de la qualité des eaux de recharge, des eaux souterraines rechargées et des eaux prélevées après recharge des sites français de recharge artificielle de nappes serait nécessaire pour approfondir le travail effectué sur l'identification des dangers lors de la recharge artificielle de nappes en France.

8.6.2 Acquisitions de connaissance sur les micro-organismes

Des études sont nécessaires pour caractériser la contamination microbiologique en particulier virale des eaux souterraines en France et proposer des indicateurs de cette contamination.

8.6.3 Acquisitions de connaissance sur les ETM

La simulation dans des modèles d'hydrogéochimie de l'ajout d'une eau osmosée dans les différents types de nappes rencontrés en France et exploitées pour l'EDCH, permettrait de prévoir le comportement géochimique des installations de recharge artificielle de nappe.

8.6.4 Acquisitions de connaissance sur les contaminants chimiques organiques

Le GT estime nécessaire de poursuivre les travaux de recherche afin de proposer à l'avenir des traceurs permettant de suivre le transit des eaux lors de la recharge artificielle de nappes et l'impact de la recharge sur la qualité des eaux souterraines rechargées. Ce travail pourra se baser sur les résultats du suivi des sites de recharge artificielle de nappes en fonctionnement en France. De plus, le suivi poussé de sites « pilotes » de recharge artificielle de nappe pourrait permettre d'étoffer les connaissances sur le devenir (dégradation, sorption, désorption) des contaminants chimiques organiques dans la ZNS afin d'envisager à terme une intégration des contaminants organiques dans des modèles prédictifs.

8.6.5 Acquisitions de connaissance sur l'hydrologie lors de la recharge

Il serait important de caractériser physiquement et chimiquement les processus de colmatage de la porosité d'un aquifère soumis à une injection ou une infiltration d'eau faiblement turbide.

9 Bibliographie

9.1 Publications

- Abbaszadegan M, Lechevallier M, Gerba C (2003) Occurrence of virus in US groundwaters. *Journal AWWA* **95**(9), 107-120.
- Abbo H, Gev I (2008) Numerical model as a predictive analysis tool for rehabilitation and conservation of the Israeli coastal aquifer: example of the Shafdan sewage reclamation project. *Desalination* **226**(1-3), 47-55.
- Afssa (2008) Réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage ou l'irrigation. No. 2001-SA-0075. Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Maisons-Alfort, France. pp. 71.
- Anses (2012) Réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et le lavage des voiries Avis de l'Anses et Rapport d'expertise collective du Comité d'experts spécialisé « Eaux » et du Groupe de travail Réutilisation des eaux usées traitées, No. 2009-SA-0329 Maisons-Alfort, France. pp. 150. Disponible sous: www.anses.fr/sites/default/files/files/EAUX2009_sa0329Ra.pdf.
- Arevalo J, Moreno B, Perez J, Gomez MA (2009) Applicability of the sludge biotic index (SBI) for MBR activated sludge control. *J Hazard Mater* **167**(1-3), 784-9.
- Artignan D, Chery L, Husson Y (1995) Valorisation de l'inventaire géochimique du département de l'Ardèche. No. R38398. BRGM. pp. 22.
- Arye G, Dror I, Berkowitz B (2011) Fate and transport of carbamazepine in soil aquifer treatment (SAT) infiltration basin soils. *Chemosphere* **82**(2), 244-252.
- Asano T, Cotruvo JA (2004) Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: Health and regulatory considerations. *Water Research* **38**(8), 1941-1951.
- Assmuth T, Simola A, Pitkanen T, Lyytimaki J, Huttula T (2015) Integrated frameworks for assessing and managing health risks in the context of managed aquifer recharge with river water. *Integrated environmental assessment and management*.
- Ayuso-Gabella N, Page D, Dillon P, Regel R, Vanderzalm J, Barry K, Levett K (2010) Operational residual risk assessment for Bolivar ASR recycled water project. Water for a healthy contry national research flagship. CSIRO. pp. 70. Disponible sous: publications.csiro.au/rpr/pub?list=BRO&pid=csiro:EP103435&sb=RECENT&expert=false&n=4&rpp=25&page=1&tr=5&dc4.creator=ayuso-gabella%2C%20neus&dr=all.
- Ayuso-Gabella N, Page D, Masciopinto C, Aharoni A, Salgot M, Wintgens T (2011) Quantifying the effect of managed aquifer recharge on the microbiological human health risks of irrigating crops with recycled water. *Agricultural Water Management* **99**(1), 93-102.
- Bales RC, Li S, Maguire KM, Yahya MT, Gerba CP, Harvey RW (1995) Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, MA. *Ground water* **33**(4), 653-661.
- Baleux B, Troussellier M (1989) Optimization of a sampling design and significance of bacterial indicators: Application to the bacteriological survey of the Ardeche river, France. *Water Research* **23**(9), 1183-1190.
- Barbier J (2001) Occurences naturelles de l'arsenic en France : roches, sols, milieux associés. *Les techniques de l'industrie minérale* **11**, 51-66.
- Barbieri M, Carrera J, Ayora C, Sanchez-Vila X, Licha T, Nödler K, Osorio V, Pérez S, Köck-Schulmeyer M, López de Alda M, Barceló D (2012) Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: Batch experiments. *Science of the Total Environment* **426**(0), 256-263.
- Barja BC, Dos Santos Afonso M (2005) Aminomethylphosphonic acid and glyphosate adsorption onto goethite: a comparative study. *Environmental Science and Technology* **39**(2), 585-92.
- Barry K, Vanderzalm J, Pavelic P, Regel R, May R, Dillon P, Sidhu J, Levett K (2010) Bolivar reclaimed water aquifer storage and recovery project: Assessment of the third and fourth ASR cycles. Water for a healthy contry national research flagship. CSIRO. pp. 121. Disponible sous: publications.csiro.au/rpr/pub?list=BRO&pid=csiro:EP104555&sb=RECENT&n=10&rpp=10&page=5&tr=5481&dr=all&dc4.browseYear=2010.
- Bataillard P, Michel J, Beaucaire C (2012) Guide « Caractérisation de la mobilité des éléments traces minéraux dans la zone non saturée du sol : diagnostic du site ». CaPhéInE : CAractérisation des

- PHEnomènes de transfert en zone INsaturée des Eléments traces. BRGM, INERIS, EDF et CEA. pp. 137. Disponible sous: www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_mobilite_ETM_ZNS_vf.pdf.
- Beer KD, Gargano JW, Roberts VA, Hill VR, Garrison LE, Kutty PK, Hilborn ED, Wade TJ, Fullerton KE, Yoder JS (2015) Surveillance for waterborne disease outbreaks associated with drinking water - United States, 2011-2012. *Morbidity and mortality weekly report* **64**(31).
- Bize J, Bourguet L, Lemoine J (1972) 'L'alimentation artificielle des nappes souterraines' Masson et Cie edn. (Paris, France) pp. 199.
- Böckelmann U, Dörries HH, Ayuso-Gabella MN, De Marçay MS, Tandoi V, Levantesi C, Masciopinto C, Houtte EV, Szewzyk U, Wintgens T, Grohmann E (2009) Quantitative PCR monitoring of antibiotic resistance genes and bacterial pathogens in three european artificial groundwater recharge systems. *Applied and Environmental Microbiology* **75**(1), 154-163.
- Botta F, Dulio V (2014) Résultats de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la métropole et des DOM. Etude sur les contaminants émergents dans les eaux françaises, No. DRC-13-136939-12927A. Ineris et Onema. Verneuil-en-Halatte, France. pp. 139.
- Bourguet L (1971) Inventaire international des aménagements d'alimentation artificielle / Dépouillement et synthèse des réponses. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin* **16**(3), 51-102.
- Boutin C, Héduit A, Helmer J-M (2009) Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008 - Domaine : Ecotechnologies et pollutions - Action : 28 « Réutilisation des eaux traitées ». ONEMA et Cemagref. pp. 100.
- Bouwer H (2002) Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* **10**(1), 121-142.
- BRGM (2008) Réalimentation artificielle des aquifères en France - Une synthèse. Rapport final, No. BRGM/RP-61821-FR. Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Orléans, France. pp. 122. Disponible sous: infoterre.brgm.fr/rapports/RP-55063-FR.pdf.
- BRGM, ONEMA (2013) Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final, No. BRGM/RP-61821-FR. Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Orléans, France. pp. 227. Disponible sous: www.onema.fr/IMG/pdf/2013_044.pdf.
- Bruchet A, Robert S, Esperanza M, Janex-Habibi M-L, Miège C, Coquery M, Budzinski H, Lemenach K (2011) Natural attenuation of priority and emerging contaminants during river bank filtration and artificial recharge. *European Journal of Water Quality* **42**(2), 123-133.
- Bruchet A, Robert S, Esperanza M, Janex-Habibi ML, Miège C, LeMenach K, Budzinski H, Coquery M (2009) Liens avec les milieux récepteurs et les ressources pour l'eau potable. Disponible sous: projetamperes.cemagref.fr/illustrations/6_Liensmilieuxrecepteurs_bruchet_janv10.pdf.
- Buseti F, Linge KL, Rodriguez C, Heitz A (2010) Occurrence of iodinated X-ray contrast media in indirect potable reuse systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* **45**(5), 542-548.
- California Department of Public Health (2014) Regulations related to recycled water. California code of regulations - Title 22. Social security - Division 4. Environmental health.
- Campos C, Guerrero A, Cardenas M (2002) Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Choconta, Cundinamarca (Colombia). *Water Science and Technology* **45**(1), 61-6.
- Cary L, Casanova J, Gaaloul N, Guerrot C (2013) Combining boron isotopes and carbamazepine to trace sewage in salinized groundwater: A case study in Cap Bon, Tunisia. *Applied Geochemistry* **34**(0), 126-139.
- Cifuentes E, Suárez L, Espinosa M, Juárez-Figueroa L, Martínez-Palomo A (2004) Risk of *Giardia intestinalis* infection in children from an artificially recharged groundwater area in Mexico City. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* **71**(1), 65-70.
- Cirelli GL, Consoli S, Di Grande V (2008) Long-term storage of reclaimed water: the case studies in Sicily (Italy). *Desalination* **218**(1-3), 62-73.
- Codex Alimentarius (1999) Code d'usages international recommandé - Principes généraux en matière d'hygiène alimentaire. No. CAC/RCP 1-1969, Rév. 3 (1997), Amendé en 1999. Commission du Codex Alimentarius - Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Rome, Italie. Disponible sous: www.fao.org/ag/agn/CDfruits_fr/others/docs/CAC-RCP1-1969.pdf.
- Codex Alimentarius (2011) Principes généraux en matière d'hygiène alimentaire. No. CAC/RCP 1-1969, Rév. 4-2003. Commission du Codex Alimentarius - Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Rome, Italie. pp. 29.

- Coquery M, Pomies M, Martin-Ruel S, Budzinski H, Miège C, ESPERANZA M, Soulier C, Choubert J-M (2011) Mesurer les micropolluants dans les eaux brutes et traitées - Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux. *Techniques Sciences Méthodes* **1/2**, 25-43.
- CORDIS (2009) Projets et résultats - RECLAIM WATER. Commission européenne - Service communautaire d'information sur la recherche et le développement. Disponible sous: cordis.europa.eu/project/rcn/75508_fr.html (consulté le 05/11/2015).
- CORDIS (2010) Projets et résultats - GABARDINE. Commission européenne - Service communautaire d'information sur la recherche et le développement. Disponible sous: cordis.europa.eu/project/rcn/78750_fr.html (consulté le 05/11/2015).
- CORDIS (2015a) Projets et résultats - DEMEAU. Commission européenne - Service communautaire d'information sur la recherche et le développement. Disponible sous: cordis.europa.eu/project/rcn/105612_fr.html (consulté le 05/11/2015).
- CORDIS (2015b) Projets et résultats - MARSOL. Commission européenne - Service communautaire d'information sur la recherche et le développement. Disponible sous: cordis.europa.eu/project/rcn/111411_fr.html (consulté le 05/11/2015).
- DEMEAU (2014) Recommendations for further data generation. No. M11. Project "Demonstration of promising technologies to address emerging pollutants in water and waste water". pp. 36. Disponible sous: demeau-fp7.eu/content/ms11.
- DEMEAU (2015) Decision trees for MAR impact evaluation: Identification of optimum conditions to face emerging pollutants removal in MAR systems. No. D12.1. Project "Demonstration of promising technologies to address emerging pollutants in water and waste water". pp. 101. Disponible sous: demeau-fp7.eu/system/files/results/D121%20decision%20trees%20final%20update.pdf.
- Department of water affairs and forestry, Groundwater Africa (2007) Artificial recharge strategy - version 1.3. Republic of South Africa. pp. 156.
- Dewettinck T, Van Houtte E, Geenens D, Van Hege K, Verstraete W (2001) HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production--a case study. *Water Science and Technology* **43**(12), 31-8.
- Duboise SM, Moore BE, Sagik BP (1976) Poliovirus survival and movement in a sandy forest soil. *Applied and Environmental Microbiology* **31**(4), 536-43.
- DVGW (2007) Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung für die Trinkwassergewinnung. Technische Regel - Arbeitsblatt, No. W 126. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. - Technisch-wissenschaftlicher Verein. Bonn, Allemagne. pp. 20.
- Eaufrance (2015) L'état des eaux de surface et des eaux souterraines. Les synthèses, No. 12. Onema. Vincennes, France. pp. 12. Disponible sous: www.eaufrance.fr/IMG/pdf/evaluation_2010-2013_201506.pdf.
- Edwards P (1992) Reuse of human wastes in aquaculture: a technical review. United Nations Development Programme
- World Bank Water and Sanitation Program. Washington, USA. pp. 360.
- Ernst M, Hein A, Asmin J, Krauss M, Fink G, Hollender J, Ternes T, Jørgensen C, Jekel M, McArdell CS (2012) Water quality analysis: Detection, fate, and behavior, of selected trace organic pollutants at managed aquifer recharge sites. In 'Water reclamation technologies for safe managed aquifer recharge'. (Ed. C. Kazner, T. Wintgens and P. Dillon). (IWA Publishing: Londres, Royaume-Unis).
- Eynard F, Mez K, Walther JL (2000) Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia). *Water Research* **34**(11), 2979-2988.
- Fenet H, Mathieu O, Mahjoub O, Li Z, Hillaire-Buys D, Casellas C, Gomez E (2012) Carbamazepine, carbamazepine epoxide and dihydroxycarbamazepine sorption to soil and occurrence in a wastewater reuse site in Tunisia. *Chemosphere* **88**(1), 49-54.
- Gantzer C, Maul A, Audic JM, Schwartzbrod L (1998) Detection of infectious enteroviruses, enterovirus genomes, somatic coliphages, and Bacteroides fragilis phages in treated wastewater. *Appl Environ Microbiol* **64**(11), 4307-12.
- Gennaccaro AL, McLaughlin MR, Quintero-Betancourt W, Huffman DE, Rose JB (2003) Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. *Applied and Environmental Microbiology* **69**(8), 4983-4984.
- 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), 2607-2617.

- Gerba CP (1984) Microorganisms as groundwater tracers. In 'Groundwater pollution microbiology'. (Ed. C.P. Gerba) pp. 225-233. (John Wiley and Sons).
- Gerba CP, Bitton G (1984) Microbial pollutants, their survival and transport pattern to groundwater. In 'Groundwater pollution microbiology'. (Ed. C.P. Gerba) pp. 65-88. (John Wiley and Sons).
- Goren O, Burg A, Gavrieli I, Negev I, Guttman J, Kraitzer T, Kloppmann W, Lazar B (2014) Biogeochemical processes in infiltration basins and their impact on the recharging effluent, the soil aquifer treatment (SAT) system of the Shafdan plant, Israel. *Applied Geochemistry* **48**(0), 58-69.
- Grathwohl P, Rahman MM (2002) Partitioning and pore-filling: Solubility-normalized sorption isotherms of nonionic organic contaminants in soils and sediments. *Israel Journal of Chemistry* **42**(1), 67-75.
- Haefner H (1999) De la gestion active des aquifères alluviaux - Application à la maîtrise de l'azote en conditions de transfert rivière-nappe et de réalimentation artificielle, Ecole nationale des mines de Paris, Paris, France.
- Harwood VJ, Levine AD, Scott TM, Chivukula V, Lukasik J, Farrah SR, Rose JB (2005) Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and Environmental Microbiology* **71**(6), 3163-3170.
- Havelaar AH (1994) Basic principles, applications and training - Application of HACCP to drinking water supply. *Food Control* **5**(3), 145-152.
- He XQ, Cheng L, Zhang DY, Xie XM, Wang DH, Wang Z (2011) One-year monthly survey of rotavirus, astrovirus and norovirus in three sewage treatment plants in Beijing, China and associated health risk assessment. *Water Science and Technology* **63**(1), 191-8.
- Hirani ZM, DeCarolis JF, Adham SS, Jacangelo JG (2010) Peak flux performance and microbial removal by selected membrane bioreactor systems. *Water Research* **44**(8), 2431-2440.
- Jacob M, Guigui C, Cabassud C, Darras H, Lavison G, Moulin L (2010) Performances of RO and NF processes for wastewater reuse: Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor. *Desalination* **250**(2), 833-839.
- Jacob P, Henry A, Meheut G, Charni-Ben-Tabassi N, Ingr V, Helmi K (2015) Health risk assessment related to waterborne pathogens from the river to the tap. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **12**(3), 2967-2983.
- Jansons J, Edmonds LW, Speight B, Bucens MR (1989) Movement of viruses after artificial recharge. *Water Research* **23**(3), 293-299.
- John DE, Rose JB (2005) Review of factors affecting microbial survival in groundwater. *Environmental Science and Technology* **39**(19), 7345-7356.
- Johnson DS, Thomas DL, Ver Hoef JM, Christ A (2008) A general framework for the analysis of animal resource selection from telemetry data. *Biometrics* **64**(3), 968-76.
- Joo JC, Shackelford CD, Reardon KF (2013) Modeling sorption of neutral organic compound mixtures to simulated aquifer sorbents with pseudocompounds. *Journal of Environmental Quality* **42**(3), 852-860.
- JRC (2014) Water reuse in Europe. Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation JRC science and policy reports, No. JRC92582. Joint Research Centre.
- Kamizoulis G (2008) Setting health based targets for water reuse (in agriculture). *Desalination* **218**(1-3), 154-163.
- Kloppmann W, Aharoni A, Cikurel H, Dillon P, Gaus I, Guttman J, Kraitzer T, Kremer S, Masciopinto C, Miotlinski K, Pavelic P, Pettenati M, Picot-Colbeaux G (2012) Use of groundwater models for prediction and optimisation of the behaviour of MAR sites. In 'Water reclamation technologies for safe managed aquifer recharge'. (Ed. C. Kazner, T. Wintgens and P. Dillon) pp. 311-350. (IWA Publishing: Londres, Royaume-Uni).
- Kuo DHW, Simmons FJ, Blair S, Hart E, Rose JB, Xagoraki I (2010) Assessment of human adenovirus removal in a full-scale membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water Research* **44**(5), 1520-1530.
- Lance JC, Gerba CP, Melnick JL (1976) Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and Environmental Microbiology* **32**(4), 520-6.
- Laville-Timsit L, Artignan D, Husson Y, Gandolfi J-M, Delbos R (1993) Cartographie régionale des concentrations en métaux dans les sols - Essai de corrélation avec la qualité des eaux souterraines - Phase III : interprétation et synthèse. No. R36862. BRGM. pp. 37. Disponible sous: infoterre.brgm.fr/rapports/RR-36862-FR.pdf.

- Laws BV, Dickenson ER, Johnson TA, Snyder SA, Drewes JE (2011) Attenuation of contaminants of emerging concern during surface-spreading aquifer recharge. *Science of the Total Environment* **409**(6), 1087-94.
- Lazarova V, Bahri A (2008) Water reuse practices for agriculture. In 'Water reuse - An international survey of current practice, issues and needs'. (Ed. B. Jiménez and T. Asano) pp. 199-227. (IWA).
- Lazarova V, Oelker G, Won W (2012) Production of custom-made recycled water for various reuse purposes: lessons learned from one of the world's largest recycling facilities. *Water Practice and Technology* **7**(3).
- Levantesi C, La Mantia R, Masciopinto C, Böckelmann U, Ayuso-Gabella MN, Salgot M, Tandoi V, Van Houtte E, Wintgens T, Grohmann E (2010) Quantification of pathogenic microorganisms and microbial indicators in three wastewater reclamation and managed aquifer recharge facilities in Europe. *Science of the Total Environment* **408**(21), 4923-4930.
- Li D, Alidina M, Ouf M, Sharp JO, Saikaly P, Drewes JE (2013) Microbial community evolution during simulated managed aquifer recharge in response to different biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) concentrations. *Water Research* **47**(7), 2421-2430.
- Li Z, Li M, Liu X, Ma Y, Wu M (2014) Identification of priority organic compounds in groundwater recharge of China. *Science of the Total Environment* **493**, 481-486.
- Loizeau S (2013) Amélioration de la compréhension des fonctionnements hydrodynamiques du champ captant de Crépieux-Charmy. Thèse en Sciences de la Terre Thesis, Université de Grenoble.
- Lucena F, Duran AE, Morón A, Calderón E, Campos C, Gantzer C, Skrabber S, Jofre J (2004) Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal of Applied Microbiology* **97**(5), 1069-1076.
- MacKay AA, Vasudevan D (2012) Polyfunctional ionogenic compound sorption: challenges and new approaches to advance predictive models. *Environmental Science and Technology* **46**(17), 9209-23.
- Maeng SK, Sharma SK, Lekkerkerker-Teunissen K, Amy GL (2011) Occurrence and fate of bulk organic matter and pharmaceutically active compounds in managed aquifer recharge: A review. *Water Research* **45**(10), 3015-3033.
- Martin Ruel S, Choubert JM, Budzinski H, Miege C, Esperanza M, Coquery M (2012) Occurrence and fate of relevant substances in wastewater treatment plants regarding Water Framework Directive and future legislations. *Water Science and Technology* **65**(7), 1179-89.
- Martin Ruel S, Choubert JM, Esperanza M, Miege C, Navalon Madrigal P, Budzinski H, Le Menach K, Lazarova V, Coquery M (2011) On-site evaluation of the removal of 100 micro-pollutants through advanced wastewater treatment processes for reuse applications. *Water Science and Technology* **63**(11), 2486-97.
- Masciopinto C (2006) Simulation of coastal groundwater remediation: the case of Nardò fractured aquifer in Southern Italy. *Environmental Modelling and Software* **21**(1), 85-97.
- Masciopinto C, Carrieri C (2002) Assessment of water quality after 10 years of reclaimed water injection: The Nardò fractured aquifer (Southern Italy). *Ground Water Monitoring and Remediation* **22**(1), 88-97.
- MEDDE, ARMINES, BRGM (2012a) Explore 2070 - Hydrologie souterraine - Résumé. pp. 54. Disponible sous: www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Resume_de_l_etude_et_principaux_points_a_retenir_en_quelques_pages.pdf.
- MEDDE, BRL Ingénierie, Irstea, Météo France (2012b) Explore 2070 - Hydrologie de surface - A1 - Rapport de synthèse. pp. 162. Disponible sous: www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/Synth%C3%A8se%20C3%A9tude%20hydrologie%20de%20surface%20explore%202070.pdf.
- MEDDE, BRL Ingénierie, Irstea, Météo France (2012c) Explore 2070 - Hydrologie de surface - B1 - Climatologie de la Métropole. pp. 54. Disponible sous: www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Etude_climatologie_explore_2070.pdf.
- Ministère de la Santé (2008) Protection des captages d'eau - Acteurs et stratégies. Guide technique. Ministère de la Santé, pp. 84. Disponible sous: social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/Eau_et_sante_-_guide_technique_protections_des_captages_d_eau.pdf.
- Mons C, Dumètre A, Gosselin S, Galliot C, Moulin L (2009) Monitoring of *Cryptosporidium* and *Giardia* river contamination in Paris area. *Water Research* **43**(1), 211-217.
- Moore RS, Taylor DH, Sturman LS, Reddy MM, Fuhs GW (1981) Poliovirus adsorption by 34 minerals and soils. *Applied and Environmental Microbiology* **42**(6), 963-975.

- Moreno L, Durán JJ, Casermeiro MA, Quintana JR, Fernández M (2008) Impact evaluation on groundwater of the infiltration of an urban wastewater geopurification system placed over a detrital aquifer in a semiarid region (Spain). *Environmental Geology* **54**(3), 465-477.
- Moulin L, Richard F, Stefania S, Goulet M, Gosselin S, Gonçalves A, Rocher V, Paffoni C, Dumètre A (2010) Contribution of treated wastewater to the microbiological quality of Seine River in Paris. *Water Research* **44**(18), 5222-5231.
- Mouly D, Joulin E, Rosin C, Beaudeau P, Zeghnoun A, Olszewski-Ortar A, Munoz J-F (2009) Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France - Campagnes d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trihalométhanes Institut de veille sanitaire, Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Saint-Maurice, France. pp. 76. Disponible sous: www.invs.sante.fr.
- Nandha M, Berry M, Jefferson B, Jeffrey P (2015) Risk assessment frameworks for MAR schemes in the UK. *Environmental Earth Sciences* **73**(12), 7747-7757.
- Nguyen TH, Goss K-U, Ball WP (2005) Polyparameter linear free energy relationships for estimating the equilibrium partition of organic compounds between water and the natural organic matter in soils and sediments. *Environmental Science and Technology* **39**(4), 913-924.
- NRMMC-EPHC-AHMC (2006) Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (Phase 1). No. 21. Natural resources ministerial management council, Environment protection and heritage council et Australian health ministers'conference. Canberra, Australie. pp. 415. Disponible sous: <http://www.environment.gov.au/system/files/resources/044e7a7e-558a-4abf-b985-2e831d8f36d1/files/water-recycling-guidelines-health-environmental-21.pdf>.
- NRMMC-EPHC-NHMRC (2008) Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 2): Augmentation of drinking water supplies. National water quality management strategy, No. 22. Natural resource management ministerial council, Environment protection and heritage council et National health and medical research council. Canberra, Australie. pp. 174. Disponible sous: www.environment.gov.au/system/files/resources/9e4c2a10-fcee-48ab-a655-c4c045a615d0/files/water-recycling-guidelines-augmentation-drinking-22.pdf.
- NRMMC-EPHC-NHMRC (2009a) Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 2): Managed aquifer recharge. National water quality management strategy, No. 24. Natural resource management ministerial council, Environment protection and heritage council et National health and medical research council. Canberra, Australie. Disponible sous: http://www.ephc.gov.au/sites/default/files/WQ_AGWR_GL_Managed_Aquifer_Recharge_Final_200907.pdf.
- NRMMC-EPHC-NHMRC (2009b) Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 2): Stormwater harvesting and reuse. National water quality management strategy, No. 23. Natural resource management ministerial council, Environment protection and heritage council et National health and medical research council. Canberra, Australie. pp. 140. Disponible sous: www.environment.gov.au/system/files/resources/4c13655f-eb04-4c24-ac6e-bd01fd4af74a/files/water-recycling-guidelines-stormwater-23.pdf.
- OCDE (2012) Chapitre 5 : L'eau. In 'Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction' pp. 79. (Organisation de coopération et de développement économiques). Disponible sous: www.oecd.org/fr/env/indicateurs-modelisation-perspectives/perspectivesdelenvironnementdelocdealhorizon2050lesconsequencesdelinaction.htm.
- Ogorzaly L, Tissier A, Bertrand I, Maul A, Gantzer C (2009) Relationship between F-specific RNA phage genogroups, faecal pollution indicators and human adenoviruses in river water. *Water Research* **43**(5), 1257-1264.
- OMS (2003) State of the art report health risks in aquifer recharge using claimed water. No. WHO/SDE/WSH/03.08. OMS. Genève. pp. 222. Disponible sous: whqlibdoc.who.int/hq/2003/who_sde_wsh_03.08.pdf.
- OMS (2011) Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. OMS. Genève, Suisse. pp. 564. Disponible sous: www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/.
- OMS (2012) Utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères - Volume 3 : Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture. Organisation mondiale de la Santé. pp. 140. Disponible sous: apps.who.int/iris/bitstream/10665/78280/4/9789242546842_fre.pdf?ua=1.
- Oren O, Gavrieli I, Burg A, Guttman J, Lazar B (2007) Manganese mobilization and enrichment during soil aquifer treatment (SAT) of effluents, the Dan region sewage reclamation project (Shafdan), Israel. *Environmental Science and Technology* **41**(3), 766-772.

- Page D, Dillon P, Toze S, Bixio D, Genthe B, Jiménez Cisneros BE, Wintgens T (2010a) Valuing the subsurface pathogen treatment barrier in water recycling via aquifers for drinking supplies. *Water Research* **44**(6), 1841-1852.
- Page D, Dillon P, Toze S, Sidhu JP (2010b) Characterising aquifer treatment for pathogens in managed aquifer recharge. *Water Science and Technology* **62**(9), 2009-15.
- Page D, Dillon P, Vanderzalm J, Bekele E, Barry K, Miotliński K, Levett K (2010c) Managed aquifer recharge case study risk assessments. Water for a healthy country flagship, No. ISSN: 1835-095X. CSIRO. Disponible sous: publications.csiro.au/rpr/pub?list=SEA&pid=csiro:EP102029&sb=RECENT&expert=false&n=3&rpp=25&page=1&tr=4&q=%20Managed%20aquifer%20recharge%20case%20study%20risk%20assessments.%20&dr=all.
- Page D, Dillon P, Vanderzalm J, Toze S, Sidhu J, Barry K, Levett K, Kremer S, Regel R (2010d) Risk assessment of aquifer storage transfer and recovery with urban stormwater for producing water of a potable quality. *Journal of Environmental Quality* **39**(6), 2029-2039.
- Page D, Gonzalez D, Dillon P (2012) Microbiological risks of recycling urban stormwater via aquifers. *Water Science and Technology* **65**(9), 1692-1695.
- Page D, Vanderzalm J, Barry K, Levett K, Kremer S, Ayuso-Gabella MN, Dillon P, Toze S, Sidhu J, Shackleton M, Purdie M, Regel R (2009) Operational residual risk assessment for the Salisbury stormwater ASTR project. Water for a healthy country flagship. CSIRO. pp. 106. Disponible sous: publications.csiro.au/rpr/pub?list=SEA&pid=procite:bde94dd9-0619-408e-8eaf-2eb98674f1e7&sb=RECENT&expert=false&n=3&rpp=25&page=1&tr=7&q=Salisbury&dc4.creator=dillon%2C%20p&dc4.creator=barry%2C%20karen&dc4.creator=vanderzalm%2C%20joanne&dc4.creator=page%2C%20declan&dc4.publicationType=Report&dr=all.
- Pavelic P, Dillon P, Barry K (2007) Management of clogging for reclaimed water ASR in a carbonate aquifer. In 'Management of aquifer recharge for sustainability - Proceedings of the 6th international symposium on artificial recharge (ISMAR6)', 28 October - 2 November 2007, Phoenix, Arizona. (Ed. P. Fox). Disponible sous: recharge.iah.org/recharge/downloads/AquiferRecharge_ISMAR6.pdf.
- Pavelic P, Dillon PJ, Nicholson BC (2006) Comparative evaluation of the fate of disinfection byproducts at eight aquifer storage and recovery sites. *Environmental Science and Technology* **40**(2), 501-8.
- Pavelic P, Nicholson BC, Dillon PJ, Barry KE (2005) Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water. *Journal of Contaminant Hydrology* **77**(1-2), 119-141.
- Perez-Paricio A, Carrera J A conceptual and numerical model to characterize clogging. In 'Third international symposium on artificial recharge of groundwater', 21-25 Septembre 1998, Amsterdam, Pays-Bas. (Ed. J.H.P.e. al.), pp. 55-60.
- Pettenati M (2007) Introduction au transfert réactif d'eau de recharge artificielle à travers la zone non saturée - Rapport intermédiaire. No. RP-55625-FR. BRGM. pp. 86.
- Portail d'information sur l'assainissement communal (2015) Données 2013 des STEU de toutes les agglomérations. (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie) Disponible sous: assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php (consulté le 03/04/2015).
- Rinck-Pfeiffer S, David B, Leboucher G, Dillon P Stockage souterrain et réutilisation d'eaux pluviales : Expérience pilote et perspectives. In 'Congres SHF - Gestion active des eaux', 12-13 juin 2007, Paris.
- Rodriguez C, Weinstein P, Cook A, Devine B, Van Buynder P (2007) A proposed approach for the assessment of chemicals in indirect potable reuse schemes. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* **70**(19), 1654-1663.
- Rose JB, Dickson LJ, Farrah SR, Carnahan RP (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research* **30**(11), 2785-2797.
- Schaffer M, Boxberger N, Börnick H, Licha T, Worch E (2012) Sorption influenced transport of ionizable pharmaceuticals onto a natural sandy aquifer sediment at different pH. *Chemosphere* **87**(5), 513-520.
- Servais P, Garcia-Armisen T, George I, Billen G (2007) Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment* **375**(1-3), 152-167.
- Sidhu JP, Toze S, Hodgers L, Shackleton M, Barry K, Page D, Dillon P (2010) Pathogen inactivation during passage of stormwater through a constructed reedbed and aquifer transfer, storage and recovery. *Water Science and Technology* **62**(5), 1190-7.
- Sidhu JPS, Toze S (2012) Assessment of pathogen survival potential during managed aquifer recharge with diffusion chambers. *Journal of Applied Microbiology* **113**(3), 693-700.

- Sidhu JPS, Toze S, Hodgers L, Barry K, Page D, Li Y, Dillon P (2015) Pathogen decay during managed aquifer recharge at four sites with different geochemical characteristics and recharge water sources. *Journal of Environmental Quality* **44**(5), 1402-1412.
- Skraber S, Gantzer C, Maul A, Schwartzbrod L (2002) Fates of bacteriophages and bacterial indicators in the Moselle river (France). *Water Research* **36**(14), 3629-3637.
- Skraber S, Gassilloud B, Gantzer C (2004a) Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water. *Applied and Environmental Microbiology* **70**(6), 3644-3649.
- Skraber S, Gassilloud B, Schwartzbrod L, Gantzer C (2004b) Survival of infectious *Poliovirus-1* in river water compared to the persistence of somatic coliphages, thermotolerant coliforms and *Poliovirus-1* genome. *Water Research* **38**(12), 2927-2933.
- Sobsey MD, Dean CH, Knuckles ME, Wagner RA (1980) Interactions and survival of enteric viruses in soil materials. *Applied and Environmental Microbiology* **40**(1), 92-101.
- SOeS (2011a) Mise en oeuvre de la DCE et politique locale de l'eau - Etat des lieux. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/240/1108/dce-etat-lieux.html (consulté le 28 septembre 2015).
- SOeS (2011b) Mise en oeuvre de la DCE et politique locale de l'eau - Les masses d'eau superficielles et souterraines. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/240/1108/dce-masses-deau-superficielles-souterraines.html (consulté le 28 septembre 2015).
- SOeS (2013) Les micropolluants hors pesticides dans les eaux - Respect des normes par les micropolluants dans les cours d'eau. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/1981/0/respect-normes-micropolluants-cours-deau.html (consulté le 20/10/2015).
- SOeS (2014a) L'environnement en France - Edition 2014. Service de l'observation et des statistiques - Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. pp. 384. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/References/2014/references-ree-2014.pdf.
- SOeS (2014b) Nitrates et autres macropolluants dans les eaux - Contamination des cours d'eau par les nitrates. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/2000/1108/contamination-cours-deau-nitrates.html (consulté le 20/10/2015).
- SOeS (2014c) Ressources en eau - La pluie efficace. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/234/1108/pluie-efficace.html (consulté le 21 septembre 2015).
- SOeS (2014d) Ressources en eau - Les eaux de surface. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/234/1108/eaux-surface.html (consulté le 21 septembre 2015).
- SOeS (2014e) Ressources en eau - Les prélèvements d'eau par usage et par ressource. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Disponible sous: www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/234/1108/prelevements-deau-usage-ressource.html (consulté le 21 septembre 2015).
- Steenhuis TS, Naylor LM (1987) A screening method for preliminary assessment of risk to groundwater from land-applied chemicals. *Journal of Contaminant Hydrology* **1**(4), 395-406.
- Swierc J, Page D, Leeuwen JV, Dillon P (2005) Preliminary hazard analysis and critical control points plan (HACCP) - Salisbury stormwater to drinking water aquifer storage transfer and recovery (ASTR) project CSIRO land and water technical report, No. 20/05. CSIRO. Adelaide. Disponible sous: www.ciw.csiro.au/publications/technical2005/tr20-05.pdf.
- Tandoi V, Levantesi C, Toze S, Böckelmann U, Divizia M, Ayuso-Gabella N, Salgot M, Mantia RL, Grohmann E (2012) Water quality analysis - microbial hazards. In 'Water reclamation technologies for safe managed aquifer recharge'. (Ed. C. Kazner, T. Wintgens and P. Dillon). (IWA Publishing: Londres, Royaume-Unis).
- Touron A, Berthe T, Gargala G, Fournier M, Ratajczak M, Servais P, Petit F (2007) Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). *Marine Pollution Bulletin* **54**(9), 1441-1450.

- Toze S (2003) Pathogen survival in groundwater during artificial recharge. *IAHS-AISH Publication*(285), 70-84.
- Toze S, Bekele E, Page D, Sidhu J, 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**(4), 1038-1049.
- Toze S, Hanna J (2002) The survival of enteric microbial pathogens in a reclaimed water ASR project. In 'Management of aquifer recharge for sustainability - Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater (ISAR4)', Adelaide. (Ed. Dillon PJ), pp. 139-142. Disponible sous: recharge.iah.org/recharge/downloads/AquiferRecharge_ISMAR6.pdf.
- Toze S, Hanna J, Smith T, Edmonds L, McCrow A (2004) Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent. *Wastewater re-use and groundwater quality. IAHS Publication* **285**, 53-60.
- UNEP, GRID-Arendal (2008) Chapter 2: Freshwater resources - A scarce and competitive resource - Water scarcity index. In 'Vital water graphics'. (United Nations Environment Programme: Kenya). Disponible sous: www.unep.org/dewa/vitalwater/article77.html.
- US EPA (2012) Guidelines for water reuse. No. EPA/600/R-12/618. US EPA. Washington, D.C. Disponible sous: water.epa.gov/aboutow/owm/upload/Water-Reuse-Guidelines-625r04108.pdf.
- Van Houtte E, Verbauwhe J (2008a) Operational experience with indirect potable reuse at the Flemish Coast. *Desalination* **218**(1-3), 198-207.
- Van Houtte E, Verbauwhe J (2008b) Torreele's water re-use facility enabled sustainable groundwater management in de Flemish dunes (Belgium). *Water Practice and Technology* **3**(2).
- Vandenbohede A, Houtte E, Lebbe L (2008a) Groundwater flow in the vicinity of two artificial recharge ponds in the Belgian coastal dunes. *Hydrogeology Journal* **16**(8), 1669-1681.
- Vandenbohede A, Van Houtte E, Lebbe L (2008b) Groundwater flow in the vicinity of two artificial recharge ponds in the Belgian coastal dunes. *Hydrogeology Journal* **16**(8), 1669-1681.
- Vanderzalm J (2004) Hydrogeochemical processes during aquifer storage and recovery (ASR) with reclaimed water in a carbonate aquifer. PhD Thesis, Flinders University. .
- Vanderzalm J, Dillon P, Le Gal La Salle C Arsenic mobility under variable redox conditions induced during ASR. In 'Management of Aquifer Recharge for Sustainability', 28 Octobre - 2 Novembre 2007 Phoenix, Arizona, USA.
- Vanderzalm JL, Page DW, Dillon PJ (2011) Application of a risk management framework to a drinking water supply augmented by stormwater recharge. *Water Science and Technology* **63**(4), 719-726.
- Vilagines P, Sarrette B, Guyader ML, Cun C, Vilagines R (1997) Etude des relations existant entre les virus détectables en culture cellulaire, les bactériophages ARN F spécifiques et les principaux indicateurs bactériens de contamination fécale présents dans des eaux usées brutes, épurées et dans des eaux de surface. *Journal européen d'hydrologie* **28**(2), 201-220.
- Wellings FM, Lewis AL, Mountain CW, Pierce LV (1975) Demonstration of virus in groundwater after effluent discharge onto soil. *Applied microbiology* **29**(6), 751-7.
- Wéry N, Lhoutellier C, Ducray F, Delgenès J-P, Godon J-J (2008) Behaviour of pathogenic and indicator bacteria during urban wastewater treatment and sludge composting, as revealed by quantitative PCR. *Water Research* **42**(1-2), 53-62.
- WRD (2015a) Engineering survey and report. Water Replenishment District of Southern California. Lakewood, USA. pp. 84. Disponible sous: www.wrd.org.
- WRD (2015b) Regional groundwater monitoring report water year 2013-2014. Water Replenishment District of Southern California. Lakewood, USA. pp. 200. Disponible sous: www.wrd.org.
- WsstP (2010) Managed aquifer recharge. Enhancing groundwater resources within an integrated water resource management Scientific publication. The Water supply and sanitation Technology Platform. pp. 54. Disponible sous: www.wsstp.eu.
- Wu J, Li H, Huang X (2010) Indigenous somatic coliphage removal from a real municipal wastewater by a submerged membrane bioreactor. *Water Research* **44**(6), 1853-1862.
- Yeager JG, O'Brien RT (1979) Enterovirus inactivation in soil. *Applied and Environmental Microbiology* **38**(4), 694-701.

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), 2816-2824.

Zhou Q, McCraven S, Garcia J, Gasca M, Johnson TA, Motzer WE (2009) Field evidence of biodegradation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) in groundwater with incidental and active recycled water recharge. *Water Research* **43**(3), 793-805.

9.2 Normes

NF X 50-110 (mai 2003) Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

9.3 Législation et réglementation

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE.

Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.

Directive 2014/80/UE du 20 juin 2014 modifiant l'annexe II de la directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

Arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

Arrêté du 21 janvier 2010 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts.

Arrêté du 2 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Arrêté du 23 juillet 2012 portant modification de l'arrêté du 17 juillet 2009 relatif aux mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

Arrêté du 11 avril 2014 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Arrêté du 25 juin 2014 modifiant l'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts.

Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅.

Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

Arrêté du 24 décembre 2015 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

Circulaire du 24 juillet 1990 relative à la mise en place des périmètres de protection des points de prélèvement d'eau destinée à la consommation humaine (art. L. 20 du code de la santé publique). NOR: SPSP9001537C, J.O n° 212 du 13 septembre 1990.

Circulaire du 23 octobre 2012 relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

Décision n° ANSES-2012-08-259 du 27 novembre 2012

AUTOSAISINE

Le directeur général de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses),

Vu le code de la santé publique, et notamment son article L. 1313-3 conférant à l'Anses la prérogative de se saisir de toute question en vue de l'accomplissement de ses missions,

Décide :

Article 1^{er}.- L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail se saisit afin de réaliser une expertise dont les caractéristiques sont listées ci-dessous.

1.1-Thématiques et objectifs de l'expertise

Cette expertise concerne l'évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine.

1.2-Contexte de l'autosaisine

Les ressources en eau souterraines devraient répondre en permanence aux besoins des différents usagers. Or elles sont soumises à des périodes de sécheresse plus fréquentes et les surfaces naturelles de recharge diminuent, ce qui peut conduire à des mesures de restriction des usages de l'eau au niveau local qui deviennent récurrentes. La pratique de recharge des nappes d'eau souterraine peut répondre à différents objectifs, notamment le maintien quantitatif et qualitatif des ressources en eau souterraines utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine ou pour l'irrigation des cultures voire pour l'abreuvement des animaux. Cette pratique déjà mise en œuvre en France et dans d'autres pays nécessite d'être évaluée du point de vue des risques sanitaires. En effet, l'eau souterraine est mise sous influence de l'eau utilisée pour la recharge et il convient d'évaluer le risque sanitaire pour les usagers de l'eau issue des nappes souterraines rechargées.

Dans ce cadre la mesure 3.2 du plan national d'adaptation au changement climatique prévoit que l'Anses soit interrogée notamment en ce qui concerne l'établissement d'exigences pré-requises de l'eau infiltrée ou injectée en vue de préserver la qualité de la ressource en eau utilisable pour la production d'eau destinée à la consommation humaine.

1.3-Questions sur lesquelles portent les travaux d'expertise à mener

L'Anses répondra aux questions suivantes :

- Y a-t-il une qualité minimale d'eau pour accepter une infiltration ? Comment atteindre cette qualité minimale en fonction de la ressource en eau utilisée pour la recharge et en fonction de la nature de la ressource réalimentée ?

- L'étape d'infiltration peut-elle être prise en compte comme une étape de traitement et quels sont les mesures de maîtrise associées permettant d'assurer la qualité de l'eau de recharge et la conservation de la qualité de la nappe ?
- Comment choisir le site de recharge ? Quels modèles sont utilisés ?
- Quelles contraintes d'éloignement du dispositif d'infiltration aux captages d'adduction d'eau potable exploités pour autoriser une réalimentation ? Quelle situation par rapport aux périmètres de protection des captages ?
- Quels risques de dégradation du site de recharge ?
- Quels risques de formation de produits de dégradation dangereux lors de l'infiltration ?
- Quel statut pour la ressource qui a été rechargée : eau souterraine avec ou sans influence d'une eau de surface ?

L'expertise s'appuiera sur :

- la bibliographie disponible, aussi bien les articles scientifiques que les évaluations réalisées par d'autres pays sur le sujet,
- le recensement des pratiques *via* des auditions, des questionnaires et des visites de sites de recharge.

1.4-Durée prévisionnelle de l'expertise

Cette expertise sera réalisée en 24 mois à partir de l'installation du groupe de travail qui en sera chargé.

Article 2- Un avis sera émis et publié par l'Agence à l'issue des travaux.

Fait à Maisons-Alfort, le 27 novembre 2012

Signé par
Marc MORTUREUX
Directeur général

Annexe 2 : Sites non européens de recharge artificielle de nappes

Tableau XXIV. Sites non européens de démonstration et cas d'étude spécifiques à la gestion de la recharge d'aquifères (WssTP, 2010).

| Site (Pays) | Date de mise en service | Type d'aquifère | Utilisation des ESO rechargées | Méthode de recharge | Objectif de la recharge | Eau de recharge | Volume journalier par usage |
|------------------------------|-------------------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--|---|---|
| Pékin (Chine) | 2003 | Libre, sable moyen | Alimentation en eau | Injection par puits | Prévention des inondations Dépollution de l'aquifère | Eau de ruissellement des toits et des rues partiellement traitées | Volume dépendant de la pluie réelle |
| Shafdan (Israël) | 1987 | Grès sableux et calcaire | Irrigation sans contraintes | Infiltration par bassins (SAT) | Traitement Stockage d'effluents traités | Eaux usées + nitrification et dénitrification | 350 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Site 1 (Émirats arabes unis) | 2006 | Alluvial | EDCH | Injection par puits (ASR) | Stockage intersaisons et stratégique | Eau dessalée (Fujairah) | Prélèvement journalier : 38 000 m ³ .j ⁻¹ (capacité de stockage : 15-23.10 ⁶ m ³) |
| Andrews Farm (Australie) | 1993 | Calcaire | Irrigation | Injection par puits (ASR) | Stockage Atténuation des crues | Eaux pluviales urbaines | 1 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Bolivar (Australie) | 1999 | Calcaire | Irrigation | Injection par puits (ASR) | Stockage Amélioration des eaux côtières | Effluents tertiaires, aération, flottation, filtration | 1 200 m ³ .j ⁻¹ |
| Floreat Park (Australie) | 2006 | Sable surmontant du calcaire | Irrigation | Infiltration par galeries | Protection des écosystèmes tributaires des eaux souterraines | Effluents secondaires + filtration | 50 m ³ .j ⁻¹ |
| Alice Springs (Australie) | 2008 | Alluvial | Irrigation | Infiltration par bassins (SAT) | Stockage Protection des zones humides | Effluents secondaires + flottation | 3 000 m ³ .j ⁻¹ |

Annexe 3 : Exemples de sites de recharge de nappes

Tableau XXV. Résumés des caractéristiques des exemples de sites de recharge artificielle de nappe présentés dans les chapitres 3 et 4.

| Site (pays) | Eaux brutes pour la recharge | Traitement appliqué aux eaux de recharge | Type d'aquifère | Mode de recharge | Temps de transfert | Usage des eaux prélevées | Traitement des eaux prélevées avant recharge |
|------------------------|--|---|--|---|------------------------------------|--|---|
| West Coast Basin (USA) | Eaux usées traitées (effluents secondaires) mélangées avec des EDCH après traitement | Pour les EUT : Microfiltration Osmose inverse Oxydation avancée par UV et eau oxygénée | Nappe captive multicouche | Injection | 12 mois minimum | Barrière hydraulique | - |
| Central Basin (USA) | Eaux usées traitées (effluents secondaires) mélangées avec des eaux de surface importées | Pour les EUT : Microfiltration Osmose inverse UV | Nappe libre et multicouche dans les alluvions holocènes et formations pléistocènes, constitué de sables et graviers | Injection | ? | Barrière hydraulique | - |
| | | | | Infiltration (site de Montebello) | ? | ? | ? |
| Bolivar (Australie) | Eaux usées traitées : effluents secondaires (boues activées) | Lagunes de stabilisation Flottation-filtration à l'air Chloration Bassin de stockage | Aquifères captifs miocènes T1 et T2 séparés par les argiles Munno imperméables T1 est formé de grès, sables et calcaires T2 est constitué de calcaire bien cimenté | Injection (ASR) | De 28 à 329 jours selon les cycles | Irrigation | Pas de traitement |
| Parafield (Australie) | Eaux pluviales urbaines | Sédimentation en bassin tampon Bassin de stockage Filtres plantés de roseaux (temps de séjour : 10 j) | | Injection (ASTR initialement puis plus récemment ASR) | ? | Irrigation Production d'EDCH envisagé | Nécessiterait l'ajout d'un traitement ; l'aération et la désinfection au chlore ou UV sont envisagées |
| Shafdan (Israël) | Eaux usées traitées : effluents secondaires | Ultrafiltration Désinfection UV | Aquifère côtier composé de séquences sableuses à calcaires d'âge pliocène-pléistocène avec intercalations d'argiles et de silts | Infiltration par 6 bassins | 6 à 12 mois | Irrigation | Pas de traitement Acheminement par canalisation de 90 km jusqu'au point d'usage |

| Site (pays) | Eaux brutes pour la recharge | Traitement appliqué aux eaux de recharge | Type d'aquifère | Mode de recharge | Temps de transfert | Usage des eaux prélevées | Traitement des eaux prélevées avant recharge |
|------------------------------|--|---|---|-----------------------------|--------------------|--|---|
| Wulpen (Belgique) | Eaux usées traitées : effluents secondaires (boues activées) | Microfiltration Osmose inverse pour 90 % du flux, Désinfection UV pour les 10 % restant | Nappe libre des dunes quaternaires contenue dans des sables renfermant des lentilles silteuses | Infiltration par bassins | Environ 35 jours | Production d'EDCH | Chloration Aération Filtration rapide sur sable Traitement UV |
| Nardò (Italie) | Eaux usées traitées : effluents secondaires (boues activées) Eaux de ruissellement atteignant le canal ouvert | Chloration Acheminement par un canal ouvert | Aquifère composé de dépôts quaternaires de grès, d'une formation calcaire du Crétacé supérieure et de sable limoneux Dépôts sous-jacents calcaire nettement fracturés et très perméables et dolomite | Injection dans une doline | Environ 6 jours | Irrigation | Pas de traitement |
| Flins-Aubergenville (France) | Eaux de surface (Seine) | Filtration par berges | Aquifère formé des alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne sous-jacente fracturée Nappe libre et en liaison hydraulique avec le fleuve | Infiltration par 7 bassins | ? | Production d'EDCH | Décantation + CAP Nitrification Filtration sur sable Ozonation Chloration |
| Crépieux-Charmy (France) | Eaux de surface (Rhône) | L'eau est prélevée dans le Rhône à l'aide de conduites immergées placées au fond de « pré-bassins », qui permettent l'élimination des matières flottantes et une légère décantation | Aquifère alluvial à nappe libre constitué de galets, graviers, sables avec des intercalations argileuses et parfois tourbeuses | Infiltration par 12 bassins | ? | Barrière hydraulique / Production d'EDCH | ? |

Annexe 4 : Sites européens de recharge artificielle de nappes

Tableau XXVI. Sites européens de démonstration et cas d'étude spécifiques à la gestion de la recharge d'aquifères (WssTP, 2010).

| Site (pays) | Date de mise en service | Type d'aquifère | Utilisation des ESO rechargées | Méthode de recharge | Objectif de la recharge | Eau de recharge | Volume utilisé |
|--|---|---|----------------------------------|--|--|--|--|
| Londres (Royaume-Uni) | 1953 : test 1990 : capacité nominale | Sable et craie | Inutilisé ? Industrie EDCH | Injection (ASR) | Stockage Réalimentation de cours d'eau en période sèche | Eau de rivière (New River) | - |
| Wulpen / Torrelee (Belgique) | 2002 | Aquifère libre | EDCH | Infiltration par bassins | Traitement Barrière contre l'intrusion d'eau salée | Effluent tertiaire + UF/OI/UV | 8 600 m ³ .j ⁻¹ |
| Tordera (Espagne) | 2002 - 2003 | Aquifère libre (Tordera) | EDCH Irrigation | Infiltration dans le lit de la rivière | Stockage Barrière contre l'intrusion d'eau salée | Effluent tertiaire d'usine de dessalement | 15 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Delta del Llobregat (Espagne) | 2007 | Aquifère captif Aquifère profond de Llobregat | EDCH Agriculture Industrie | Injection par puits | Stockage Barrière contre l'intrusion d'eau salée | Effluent tertiaire, (50% UF & désinfection & osmose) | 15 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Sant Vicenç dels Horts, delta de Llobregat (Espagne) | 2009 | Aquifère libre alluvial, Aquifère supérieur de Llobregat | EDCH, Irrigation Industrie | Infiltration par bassin | Traitement Stockage | Eau de la rivière Llobregat après décantation | 5 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Campina de Faro, Algarve (Portugal) | 2008 | Sableux, libre | EDCH Irrigation | Infiltration par bassins | Traitement Stockage Lutte contre l'intrusion d'eau salée | Excédent d'eau de surface | - |
| Nardò (Italie) | 2000 | Karstique, captif | Irrigation | Injection dans une doline | Traitement Barrière contre l'intrusion d'eau salée | Effluent secondaire | 12 000 m ³ |
| Graz (Autriche) | 1970 | Alluvial | EDCH | Infiltration par bassins et tranchées | Stockage Barrière hydraulique | Eau de surface filtrée + source karstique | 18 000 m ³ .j ⁻¹ |

| Site (pays) | Date de mise en service | Type d'aquifère | Utilisation des ESO rechargées | Méthode de recharge | Objectif de la recharge | Eau de recharge | Volume utilisé |
|---|---|--|---|----------------------------------|--|--|--|
| Castellbisbal, Delta du Llobregat (Espagne) | 2009 | Aquifère libre, aquifère supérieur Llobregat | EDCH Irrigation Industrie | Infiltration par bassin | Traitement Stockage | Eau de la rivière Llobregat après décantation | 10 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Copenhague (Danemark) | 2010 - 2011 | Semi-captif et calcaire | EDCH Irrigation Industrie (refroidissement) | Infiltration par bassin et étang | Traitement Barrière contre l'intrusion d'eau salée | Eaux pluviales Eau souterraine faiblement contaminée | - |
| Flins-Aubergenville (France) | 1959 : filtration par berge 1980 : MAR | Alluvial | EDCH | Infiltration par bassin | Amélioration de la qualité de l'eau de rivière avant traitement final, double barrière redox | Eau de la Seine après filtration par berge | 144 000 m ³ .j ⁻¹ |
| Crépieux-Charmy (France) | 1990 | Alluvial | EDCH | Infiltration par bassin | Barrière hydraulique contre la pollution accidentelle | Eau du Rhône | Recharge : 150 000 m ³ .j ⁻¹ Capacité de production : 450 000 m ³ .j ⁻¹ |

Annexe 5 : Cadre réglementaire applicable en France

Tableau XXVII. Paramètres et micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines.

| Paramètres de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines | | | | Micropolluants de l'analyse régulière du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines | |
|--|------------|---|---------------------|--|-------------|
| Paramètre | N° CAS | Fond géochimique élevé reconnu comme possible en France | Fraction à analyser | Paramètre | N° CAS |
| Turbidité | | | Eau brute | Atrazine | 1912-24-9 |
| Température | | | Eau brute | Atrazine déséthyl | 6190-65-4 |
| pH | | | Eau brute | Atrazine déisopropyl | 1007-28-9 |
| Conductivité (25°) | | x | Eau brute | Bentazone | 25057-89-0 |
| O2 dissous | | | Eau brute | Diuron | 330-54-1 |
| taux de saturation en O2 | | | Eau brute | Métolachlore | 51218-45-2 |
| Bicarbonates | 71-52-3 | x | Eau filtrée | Simazine | 122-34-9 |
| Carbonates | 3812-32-6 | x | Eau filtrée | Glyphosate | 1071-83-6 |
| Potentiel redox | | | Eau brute | Atrazine déisopropyl déséthyl | 3397-62-4 |
| Ammonium | 14798-03-9 | x | Eau filtrée | 2-hydroxy atrazine. | 2163-68-0 |
| Chlorures | 16887-00-6 | x | Eau filtrée | AMPA | 1066-51-9 |
| Sulfates | 14808-79-8 | x | Eau filtrée | 4-nonylphénols ramifiés | 84852-15-3 |
| Nitrites | 14797-65-0 | x | Eau filtrée | Bisphénol A | 80-05-7 |
| Nitrates | 14797-55-8 | x | Eau filtrée | Atrazine 2-hydroxy-déséthyl | 19988-24-0 |
| Silicates | 15593-90-5 | x | Eau filtrée | Acide perfluoro-octanoïque (PFOA) ^b | 335-67-1 |
| T. A. C. | | | Eau filtrée | Perfluorooctane sulfonate (PFOS) ^b | 45298-90-6 |
| Phosphore total | 7723-14-0 | x | Eau brute | Di(2-ethylhexyl) phtalate (DEHP) | 117-81-7 |
| Potassium | 07/09/7440 | x | Eau filtrée | Métolachlore OXA | 152019-73-3 |
| Magnésium | 7439-95-4 | x | Eau filtrée | Métolachlore ESA | 171118-09-5 |
| Calcium | 7440-70-2 | x | Eau filtrée | Acide perfluoro-n-heptanoïque (PFHpA) ^b | 375-85-9 |
| Sodium | 7440-23-5 | x | Eau filtrée | Acide perfluoro-n-hexanoïque (PFHxA) ^b | 307-24-4 |
| Fer | 7439-89-6 | x | Eau filtrée | Acide perfluorodecane sulfonique (PFDS) ^b | 335-77-3 |
| Manganèse | 7439-96-5 | x | Eau filtrée | Tolyltriazole | 29385-43-1 |
| Chlore total ^a | | | Eau brute | Acide perfluorohexane sulfonique (PFHS) ^b | 355-46-4 |
| Orthophosphates (PO ₄ ⁻) | 14265-44-2 | x | Eau filtrée | Benzotriazole | 95-14-7 |
| Carbone organique | | | Eau brute | | |
| Fluorures | 16984-48-8 | x | Eau filtrée | | |

^a Uniquement si chloration à la crépine ; ^b Les PFC passent en surveillance intermédiaire pour la Guyane au vu des pressions anthropiques et le nombre d'habitant au km.

Tableau XXVIII. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines communs métropole et DOM.

| Paramètre | N° CAS | Paramètre | N° CAS |
|--------------------------|------------|-----------------------------|-------------|
| Cyanures libres | | Imidaclopride | 138261-41-3 |
| Aminotriazole | 61-82-5 | Acétochlore | 34256-82-1 |
| Bromoforme | 75-25-2 | Butyl benzyl phtalate (BBP) | 85-68-7 |
| Carbendazime | 10605-21-7 | Azoxystrobine | 131860-33-8 |
| Chloroforme | 67-66-3 | Terbuthylazine hydroxy | 66753-07-9 |
| 2,4-D | 94-75-7 | asulame | 3337-71-1 |
| Dibromochlorométhane | 124-48-1 | 2,6-Dichlorobenzamide | 2008-58-4 |
| Dichloromonobromométhane | 75-27-4 | Anthraquinone | 84-65-1 |
| Fénarimol | 60168-88-9 | Terbumeton déséthyl | 30125-64-5 |
| Linuron | 330-55-2 | Diméthylamine | 124-40-3 |
| Malathion | 121-75-5 | Hydrocarbures dissous | |
| 2,4-MCPA | 94-74-6 | Carbamazépine | 298-46-4 |
| Monuron | 150-68-5 | Diclofénac | 15307-86-5 |
| Terbutryne | 886-50-0 | Ibuprofène | 15687-27-1 |
| Bore | 7440-42-8 | Ketoprofène | 22071-15-4 |
| Arsenic | 7440-38-2 | Paracétamol | 103-90-2 |
| Aluminium | 7429-90-5 | Sulfaméthoxazole | 723-46-6 |
| Antimoine | 7440-36-0 | Triclosan | 3380-34-5 |
| Plomb | 7439-92-1 | Perchlorates | 14797-73-0 |
| Zinc | 7440-66-6 | Bromures | 24959-67-9 |
| Sélénium | 7782-49-2 | Ofloxacin | 82419-36-1 |
| Nickel | 7440-02-0 | Ciprofloxacine | 85721-33-1 |
| Mercure | 7439-97-6 | Galaxolide | 1222-05-5 |
| Cadmium | 7440-43-9 | Carbamazépine époxyde | 36507-30-9 |
| Chrome | 7440-47-3 | Métronidazole | 443-48-1 |
| Cyanures totaux | 57-12-5 | 2-Hydroxy Ibuprofène | 51146-55-5 |
| Cuivre | 7440-50-8 | Dibromoacétonitrile | 3252-43-5 |
| Baryum | 7440-39-3 | Ethynyl estradiol | 57-63-6 |
| Propyzamide | 23950-58-5 | Noréthindrone | 68-22-4 |
| n-Butyl Phtalate (DBP) | 84-74-2 | Sotalol | 3930-20-9 |
| Oxadixyl | 77732-09-3 | Caféine | 58-08-2 |
| Métazachlore | 67129-08-2 | Acide acétylsalicylique | 50-78-2 |
| Fenpropidine | 67306-00-7 | Metformine | 657-24-9 |
| Piperonyl butoxyde | 51-03-6 | Acétochlore ESA | 187022-11-3 |
| Chlorates | 14866-68-3 | Acétochlore OXA | 194992-44-4 |
| Diflufenicanil | 83164-33-4 | Bisphénol S | 80-09-1 |

Tableau XXIX. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines pour la métropole.

| Paramètre | N° CAS | Paramètre | N° CAS | Paramètre | N° CAS |
|--------------------------|-------------|-------------------------|-------------|--|-------------|
| Benzo(a)anthracène | 56-55-3 | Dicamba | 1918-00-9 | 1,2,3,4,6,7,8,9-Octa chlorodibenzo-p-dioxine | 3268-87-9 |
| Prosulfocarbe | 52888-80-9 | Dichloropropène-1,3 | 542-75-6 | | |
| Alachlore | 15972-60-8 | Naphtalène | 91-20-3 | 1,2,3,4,6,7,8-Hepta chlorodibenzo-p-dioxine | 35822-46-9 |
| Benzo(b)fluoranthène | 205-99-2 | Napropamide | 15299-99-7 | | |
| Chloridazone | 1698-60-8 | Phénanthrène | 85-01-8 | 1,2,3,4,6,7,8-Hepta chlorodibenzofurane | 67562-39-4 |
| Chlortoluron | 15545-48-9 | Pirimicarbe | 23103-98-2 | | |
| Cymoxanil | 57966-95-7 | Pyrène | 129-00-0 | 1,2,3,4,7,8,9-Hepta chlorodibenzofurane | 55673-89-7 |
| Déméton-O | 298-03-3 | Méthyl-2-Naphtalène | 91-57-6 | | |
| Dichlorprop | 120-36-5 | Dibenzo(a,h) anthracène | 53-70-3 | 4-tert-butylphénol | 98-54-4 |
| Diméthoate | 60-51-5 | | | Fosthiazate | 98886-44-3 |
| Dinoterbe | 1420-07-1 | Fluorène | 86-73-7 | Foramsulfuron | 173159-57-4 |
| Endosulfan alpha | 959-98-8 | Sulcotrione | 99105-77-8 | Florasulam | 145701-23-1 |
| Endosulfan bêta | 33213-65-9 | Cyproconazole | 94361-06-5 | Pentabromodiphényl éther (congénère 100) | 189084-64-8 |
| Ethofumésate | 26225-79-6 | Aclonifène | 74070-46-5 | | |
| Fluoranthène | 206-44-0 | Tébuconazole | 107534-96-3 | Pentabromodiphényl éther (congénère 99) | 60348-60-9 |
| Heptachlore | 76-44-8 | Piclorame | 01/02/1918 | | |
| Indéno(1,2,3-cd)pyrène | 193-39-5 | Epoxiconazole | 133855-98-8 | Imazamox | 114311-32-9 |
| Iprodione | 36734-19-7 | Ethidimuron | 30043-49-3 | Octachlorodibenzofurane | 39001-02-0 |
| Isoproturon | 34123-59-6 | Fluroxypyr | 69377-81-7 | N-Butylbenzène sulfonamide | 3622-84-2 |
| Métamitron | 41394-05-2 | Métaldéhyde | 108-62-3 | | |
| Métribuzine | 21087-64-9 | Metsulfuron méthyle | 74223-64-6 | Boscalid | 188425-85-6 |
| Prochloraz | 67747-09-5 | Metconazole | 125116-23-6 | Daminozide | 1596-84-5 |
| Pyrimiphos-méthyl | 29232-93-7 | Thifensulfuron méthyl | 79277-27-3 | Thiamethoxam | 153719-23-4 |
| Terbutylazine | 5915-41-3 | Thiafluamide | 142459-58-3 | Erythromycine | 114-07-8 |
| Tétrachloroéthylène | 127-18-4 | 4-tert-Octylphenol | 140-66-9 | Tramadol | 27203-92-5 |
| Toluène | 108-88-3 | Mepiquat | 15302-91-7 | Alachlor ESA | 142363-53-9 |
| Trichloroéthane-1,1,1 | 71-55-6 | Flurtamone | 96525-23-4 | Diquat | 2764-72-9 |
| Trichloroéthylène | 79-01-6 | Clomazone | 81777-89-1 | Fosetyl | 15845-66-6 |
| Triclopyr | 55335-06-3 | Terbutylazine déséthyl | 30125-63-4 | Dichlormide | 37764-25-3 |
| Cyprodinil | 121552-61-2 | Mésotrione | 104206-82-8 | Clethodim | 99129-21-2 |
| Diméthomorphe | 110488-70-5 | Sulfosulfuron | 141776-32-1 | Chlorméquat | 7003-89-6 |
| Lénacile | 01/08/2164 | Quinmerac | 90717-03-6 | Hydrazide maleique | 123-33-1 |
| Pyriméthanil | 53112-28-0 | Trinexapac-éthyl | 95266-40-3 | Flonicamide | 158062-67-0 |
| Acénaphène | 83-32-9 | Prosulfuron | 94125-34-5 | Cotinine | 486-56-6 |
| Dichloroéthylène-1,2 cis | 156-59-2 | Dimétachlore | 50563-36-5 | 1,7-Diméthylxanthine | 611-59-6 |
| Chlorprophame | 101-21-3 | Iodosulfuron-méthyl | 185119-76-0 | Alachlore OXA | 171262-17-2 |
| Chrysène | 218-01-9 | | | Beflubutamide | 113614-08-7 |

Tableau XXX. Paramètres de l'analyse photographique du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines pour les DOM.

| Paramètre | N° CAS | Paramètre | N° CAS |
|--------------------------------|------------|---|-------------|
| Amétryne | 834-12-8 | Atrazine déisopropyl déséthyl | 3397-62-4 |
| Bentazone | 25057-89-0 | 2-hydroxy atrazine | 2163-68-0 |
| Diazinon | 333-41-5 | Chlordécone | 143-50-0 |
| Dichlorvos | 62-73-7 | Difénoconazole | 119446-68-3 |
| Dieldrine | 60-57-1 | 4-nonylphénols ramifiés | 84852-15-3 |
| Hexachlorocyclohexane bêta | 319-85-7 | Fipronil | 120068-37-3 |
| Hexachlorocyclohexane delta | 319-86-8 | Didéméthylisoproturon | 56046-17-4 |
| Hexachlorocyclohexane gamma | 58-89-9 | Atrazine 2-hydroxy-déséthyl | 19988-24-0 |
| Pentachlorophénol | 87-86-5 | 1-(2,6-Dichloro-4-trifluorométhylphényl)-3-cyano-4-trifluorométhanesulfonyl-5-aminopyrazole | 120068-36-2 |
| Propiconazole | 60207-90-1 | | |
| Simazine | 122-34-9 | | |
| Triadimérol | 55219-65-3 | Chlordécone-5b-hydro | 53308-47-7 |
| Métobromuron | 3060-89-7 | Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP) | 117-81-7 |
| Chlorpyrifos-méthyl | 5598-13-0 | Diocylétain cation | 60004-29-7 |
| Hexazinone | 51235-04-2 | Acide perfluorodecane sulfonique (PFDS) | 335-77-3 |
| Bromacil | 314-40-9 | | |
| Imazalil | 35554-44-0 | Tolyltriazole | 29385-43-1 |
| Heptachlore époxyde exo cis | 1024-57-3 | N,N-Diméthyl-N'-p-tolylsulfamide | 66840-71-9 |
| Heptachlore époxyde endo trans | 28044-83-9 | | |

Tableau XXXI. Paramètres de l'analyse intermédiaire du contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines.

| Paramètre | N° CAS | Optionnel pour les DOM | Paramètre | N° CAS | Optionnel pour les DOM |
|-----------------------|-------------|------------------------|-----------------------------|-------------|------------------------|
| Cyanures libres | | | Dicamba | 1918-00-9 | x |
| Aminotriazole | 61-82-5 | | Pirimicarbe | 23103-98-2 | x |
| Carbendazime | 10605-21-7 | | Métazachlore | 67129-08-2 | |
| Chlortoluron | 15545-48-9 | x | Tébuconazole | 107534-96-3 | x |
| 2,4-D | 94-75-7 | | Fenpropidine | 67306-00-7 | |
| Diméthoate | 60-51-5 | x | Piperonyl butoxyde | 51-03-6 | |
| Iprodione | 36734-19-7 | x | Epoxiconazole | 133855-98-8 | x |
| Linuron | 330-55-2 | | Métaldéhyde | 108-62-3 | x |
| Malathion | 121-75-5 | | Diflufenicanil | 83164-33-4 | |
| 2,4-MCPA | 94-74-6 | | Imidaclopride | 138261-41-3 | |
| Prochloraz | 67747-09-5 | x | Acétochlore | 34256-82-1 | |
| Pyrimiphos-méthyl | 29232-93-7 | x | Butyl benzyl phtalate (BBP) | 85-68-7 | |
| Terbutylazine | 5915-41-3 | x | Azoxystrobine | 131860-33-8 | |
| Toluène | 108-88-3 | x | Carbamazépine | 298-46-4 | |
| Cyprodinil | 121552-61-2 | x | Diclofénac | 15307-86-5 | |
| Arsenic | 7440-38-2 | | Ibuprofène | 15687-27-1 | |
| Aluminium | 7429-90-5 | | Kétoprofène | 22071-15-4 | |
| Antimoine | 7440-36-0 | | Paracétamol | 103-90-2 | |
| Zinc | 7440-66-6 | | Sulfaméthoxazole | 723-46-6 | |
| Sélénium | 7782-49-2 | | Triclosan | 3380-34-5 | |
| Chrome | 7440-47-3 | | Boscalid | 188425-85-6 | x |
| Cyanures totaux | 57-12-5 | | Perchlorates | 14797-73-0 | |
| Cuivre | 7440-50-8 | | Ofloxacine | 82419-36-1 | |
| Baryum | 7440-39-3 | | Carbamazépine époxyde | 36507-30-9 | |
| Lénacile | 01/08/2164 | x | Noréthindrone | 68-22-4 | |
| Propyzamide | 23950-58-5 | | Metformine | 657-24-9 | |
| n-Butyl Phtalate(DBP) | 84-74-2 | | Bisphénol S | 80-09-1 | |
| Chlorprophame | 101-21-3 | x | | | |

Tableau XXXII. Liste des substances dangereuses de l'arrêté du 17 juillet 2009 modifié.

| N° CAS | Libellé | N° CAS | Libellé | N° CAS | Libellé |
|-------------|--------------------------|---|--------------------------|------------|---------------------------|
| 35822-46-9 | 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | 25586-43-0 | Chloronaphtalène | 193-39-5 | Indéno(1,2,3-cd)pyrène |
| 67562-39-4 | 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | 88-73-3 | Chloronitrobenzène-1,2 | 465-73-6 | Isodrine |
| 55673-89-7 | 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | 121-73-3 | Chloronitrobenzène-1,3 | 98-82-8 | Isopropylbenzène |
| 39227-28-6 | 1,2,3,4,7,8-HxCDD | 100-00-5 | Chloronitrobenzène-1,4 | 34123-59-6 | Isoproturon |
| 70648-26-9 | 1,2,3,4,7,8-HxCDF | 95-57-8 | Chlorophénol-2 | 7439-97-6 | Mercure |
| 57653-85-7 | 1,2,3,6,7,8-HxCDD | 95-49-8 | Chlorotoluène-2 | 50-00-0 | Méthanal |
| 57117-44-9 | 1,2,3,6,7,8-HxCDF | 108-41-8 | Chlorotoluène-3 | 108-44-1 | m-Méthylaniline |
| 19408-74-3 | 1,2,3,7,8,9-HxCDD | 106-43-4 | Chlorotoluène-4 | 78763-54-9 | Monobutylétain |
| 72918-21-9 | 1,2,3,7,8,9-HxCDF | 2921-88-2 | Chlorpyriphos-éthyl | 121-69-7 | N,N-Diméthylaniline |
| 40321-76-4 | 1,2,3,7,8-PeCDD | 75-01-4 | Chlorure de vinyle | 91-20-3 | Naphtalène |
| 57117-41-6 | 1,2,3,7,8-PeCDF | 7440-47-3 | Chrome | 7440-02-0 | Nickel |
| 60851-34-5 | 2,3,4,6,7,8-HxCDF | 7440-50-8 | Cuivre | 98-95-3 | Nitrobenzène |
| 57117-31-4 | 2,3,4,7,8-PeCDF | 57-12-5 | Cyanures totaux | 25154-52-3 | Nonylphénols |
| 634-67-3 | 2,3,4-Trichloroaniline | 124-48-1 | Dibromochlorométhane | 3268-87-9 | OCDD |
| 634-91-3 | 2,3,5-Trichloroaniline | 1002-53-5 | Dibutylétain | 39001-02-0 | OCDF |
| 1746-01-6 | 2,3,7,8-TCDD | 95-76-1 | Dichloroaniline-3,4 | 67554-50-1 | Octylphénol |
| 51207-31-9 | 2,3,7,8-TCDF | 95-76-1 | Dichloroaniline-3,4 | 95-53-4 | O-Méthylaniline |
| 636-30-6 | 2,4,5-Trichloroaniline | 541-73-1 | Dichlorobenzène-1,2 | 140-66-9 | Para-tert-octylphénol |
| 118-96-7 | 2,4,6-Trinitrobenzène | 95-50-1 | Dichlorobenzène-1,3 | — | PCB (famille) |
| 95-68-1 | 2,4-Diméthylaniline | 106-46-7 | Dichlorobenzène-1,4 | 32534-81-9 | Pentabromodiphényl oxyde |
| 87-62-7 | 2,6-Diméthylaniline | 107-06-2 | Dichloroéthane-1,2 | 608-93-5 | Pentachlorobenzène |
| 88-72-2 | 2-Nitrotoluène | 540-59-0 | Dichloroéthène-1,2 | 87-86-5 | Pentachlorophénol |
| — | 3,4-Diméthylaniline | 75-09-2 | Dichlorométhane | 87-86-5 | Pentachlorophénol |
| 79-11-8 | Acide monochloroacétique | 89-61-2 | Dichloronitrobenzène-2,3 | 87-86-5 | Pentachlorophénol |
| 79-06-1 | Acrylamide | 611-06-3 | Dichloronitrobenzène-2,4 | 126-73-8 | Phosphate de tributyle |
| 107-13-1 | Acrylonitrile | 89-61-2 | Dichloronitrobenzène-2,5 | 7439-92-1 | Plomb |
| 309-00-2 | Aldrine | 99-54-7 | Dichloronitrobenzène-3,4 | 106-49-0 | p-Méthylaniline |
| 62-53-3 | Aniline | 618-62-2 | Dichloronitrobenzène-3,5 | 7782-49-2 | Sélénium |
| 120-12-7 | Anthracène | 576-24-9 | Dichlorophénol-2,3 | 100-42-5 | Styrène |
| 7440-36-0 | Antimoine | 120-83-2 | Dichlorophénol-2,4 | 127-18-4 | Tétrachloréthène |
| 7440-38-2 | Arsenic | 583-78-8 | Dichlorophénol-2,5 | 12408-10-5 | Tétrachlorobenzène |
| 7440-39-3 | Baryum | 87-65-0 | Dichlorophénol-2,6 | 79-34-5 | Tétrachloroéthane-1,1,2,2 |
| 189084-64-8 | BDE100 | 95-77-2 | Dichlorophénol-3,4 | 56-23-5 | Tétrachlorure de carbone |
| 68631-49-2 | BDE153 | 591-35-5 | Dichlorophénol-3,5 | 36643-28-4 | Tin(1+), tributyl- |
| 207122-15-4 | BDE154 | 97-18-7 | Dichlorophénol-4,6 | 108-88-3 | Toluène |
| 32534-81-9 | BDE183 | 542-75-6 | Dichloropropène-1,3 | 634-93-5 | Trichloroaniline-2,4,6 |
| 1163-19-5 | BDE209 | 78-88-6 | Dichloropropène-2,3 | 87-61-6 | Trichlorobenzène-1,2,3 |
| 5436-43-1 | BDE47 | 60-57-1 | Dieldrine | 108-70-3 | Trichlorobenzène-1,3,5 |
| 32534-81-9 | BDE99 | 121-14-2 | Dinitrotoluène-2,4 | 71-55-6 | Trichloroéthane-1,1,1 |
| 71-43-2 | Benzène | 606-20-2 | Dinitrotoluène-2,6 | 79-01-6 | Trichloroéthylène |
| 50-32-8 | Benzo(a)pyrène | 106-89-8 | Epichlorohydrine | 15950-66-0 | Trichlorophénol-2,3,4 |
| 205-99-2 | Benzo(b)fluoranthène | 75-07-0 | Ethanal | 933-78-8 | Trichlorophénol-2,3,5 |
| 191-24-2 | Benzo(g,h,i)pérylène | 117-81-7 | Ethyl hexyl phthalate | 933-75-5 | Trichlorophénol-2,3,6 |
| 207-08-9 | Benzo(k)fluoranthène | 100-41-4 | Ethylbenzène | 95-95-4 | Trichlorophénol-2,4,5 |
| 92-52-4 | Biphényle | 7782-41-4 | Fluor | 88-06-2 | Trichlorophénol-2,4,6 |
| 7440-42-8 | Bore | 206-44-0 | Fluoranthène | 609-19-8 | Trichlorophénol-3,4,5 |
| 15541-45-4 | Bromates | 76-44-8 | Heptachlore | 1582-09-8 | Trifluraline |
| 75-25-2 | Bromoforme | 118-74-1 | Hexachlorobenzène | 526-73-8 | Triméthylbenzène-1,2,3 |
| 85535-84-8 | C10-C13-Chloroalcanes | 87-68-3 | Hexachlorobutadiène | 95-63-6 | Triméthylbenzène-1,2,4 |
| 7440-43-9 | Cadmium | 319-84-6 | Hexachlorocyclohexane α | 7440-61-1 | Uranium |
| 59-50-7 | Chloro-4 méthylphénol-3 | 319-85-7 | Hexachlorocyclohexane β | 108-38-3 | Xylène-méta |
| 106-47-8 | Chloroaniline-4 | 319-86-8 | Hexachlorocyclohexane δ | 95-47-6 | Xylène-ortho |
| 108-90-7 | Chlorobenzène | 77-47-4 | Hexachloropentadiène | 106-42-3 | Xylène-para |
| 67-66-3 | Chloroforme | Hydrocarbures non aromatiques (paraffiniques et oléfines) | | 7440-66-6 | Zinc |

Tableau XXXIII. Limites de qualité des eaux brutes utilisées pour produire de l'EDCH.

| Paramètre | Unité | Eaux brutes pour la production d'EDCH - Toutes eaux | |
|--|----------------------|---|--|
| | | Valeur | Note |
| <i>E. coli</i> | 100 mL ⁻¹ | 20 000 | |
| Entérocoques | 100 mL ⁻¹ | 10 000 | |
| Arsenic | µg.L ⁻¹ | 100 | |
| Baryum | mg.L ⁻¹ | 1,0 | Pour les eaux superficielles |
| Cadmium | µg.L ⁻¹ | 5,0 | |
| Chrome total | µg.L ⁻¹ | 50 | |
| Cyanures totaux | µg.L ⁻¹ | 50 | |
| Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) | µg.L ⁻¹ | 1 | Somme des composés suivants : fluoranthène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, benzo[g,h,i]pérylène et indéno[1,2,3-cd]pyrène |
| Mercure | µg.L ⁻¹ | 1,0 | |
| Nitrates (NO ₃ ⁻) | mg.L ⁻¹ | 50 | Pour les eaux superficielles |
| | | 100 | Pour les autres eaux |
| Pesticides (par substance individuelle) | µg.L ⁻¹ | 2,0 | Par substances individuelles, y compris métabolites |
| Total pesticides | µg.L ⁻¹ | 5,0 | |
| Plomb | µg.L ⁻¹ | 50 | |
| Sélénium | µg.L ⁻¹ | 10 | |
| Ammonium (NH ₄ ⁺) | mg.L ⁻¹ | 4,0 | |
| Carbone organique total (COT) | mg.L ⁻¹ | 10 | |
| Chlorures | mg.L ⁻¹ | 200 | |
| Couleur (Pt) | mg.L ⁻¹ | 200 | |
| Sodium | mg.L ⁻¹ | 200 | |
| Sulfates | mg.L ⁻¹ | 250 | |
| Température | °C | 25 | Cette valeur ne s'applique pas dans les départements d'outre-mer. |
| Zinc | mg.L ⁻¹ | 5,0 | |
| Hydrocarbures dissous ou émulsionnés | mg.L ⁻¹ | 1,0 | |
| Phénols (indice phénol) | mg.L ⁻¹ | 0,10 | |
| Taux de saturation en oxygène dissous pour les eaux superficielles | % | < 30 | |
| Agents de surface réagissant au bleu de méthylène (lauryl-sulfate de sodium) | mg.L ⁻¹ | 0,50 | |

Annexe 6 : Sites français de recharge artificielle de nappes.

■ Résultats de la consultation nationale sur la recharge artificielle de nappes

L'ARS Nord-Pas-de-Calais n'indique aucune recharge directe sur son territoire, mais une installation avec recharge indirecte (usine de la Moulle) pour la production d'eau brute. Cette eau de surface ne fait pas l'objet de procédure d'autorisation, toutefois lors du contrôle sanitaire, il a été mis en place des analyses de types RS sur les forages concernés par cette réalimentation. Cette installation ne fonctionne qu'en cas de besoin (ni toute l'année, ni tous les ans).

L'Agence de l'eau Seine-Normandie indique deux cas de recharge directe. À Croissy Le Pecq, par rapport à une demande croissante en eau et une recharge insuffisante de la nappe alluviale, de l'eau de Seine clarifiée (traitement physico-chimique par floculation, filtration + ajout de charbon actif pour micropolluants) est apportée dans les sablières. À Flins-Aubergenville, pour diminuer la concentration en fer et en ammonium de l'eau pompée en nappe alluviale, le procédé Bi-Eau consiste en un lagunage dans des bassins peu profonds et une réinfiltration lente dans la même nappe.

Un cas de recharge indirecte est indiqué et concerne la station d'épuration de Mirville (500 EH). Les rejets se font dans un bassin d'infiltration percé. Sur cette installation, des traçages récents ont montré que le karst présent n'est pas drainé dans le sens du pendage des couches géologiques et de la surface mais bien dans l'autre sens vers le captage d'eau potable d'Yport. Une révision de la DUP est en cours.

La DDT de l'Eure-et-Loir a répondu n'avoir connaissance d'aucun cas de pratique de recharge artificielle de nappes sur son territoire.

L'ARS DT du Val d'Oise indique ne pas avoir d'installation de recharge de nappe sur son territoire mais signale l'existence de deux installations sur le territoire de la DT des Yvelines.

La DDTM de Seine Maritime n'indique aucune installation de recharge directe et signale quelques bassins d'infiltration pour des lotissements.

Sur la recharge indirecte, elle indique avoir traité 12 dossiers de la rubrique 2110 (stations d'épuration des agglomérations d'assainissement ou dispositifs d'assainissement non collectif) entre 2010 et 2013, dont un avec une infiltration permanente des rejets. Sur cette même rubrique, elle recense 320 dossiers avant 2010, dont 100 avec infiltration des rejets. 177 ouvrages de noues de dissipation sont indiqués pour la rubrique 2110. Elle indique avoir traité 18 dossiers relevant de la rubrique 2120 (déversoirs d'orage présents sur le réseau de collecte des eaux usées), mais ne déclare aucune installation relative à ces dossiers.

Concernant la description de cas d'étude, elle signale, pour la rubrique 2150, que des ouvrages de gestion par infiltration décennale sont régulièrement autorisés à la parcelle. Pour la rubrique 2110, elle indique que pour les stations de moins de 2000 eH (représentant 20 % des eaux usées et 80% des stations d'épuration), la moitié fonctionne avec des aires d'infiltration dimensionnées selon la perméabilité du sol, (on peut estimer en moyenne 1,5 hectare pour 2000 EH).

La DDT des Vosges indique traiter souvent des dossiers de recharge artificielle directe avec huit ouvrages en forage/puits d'infiltration sur la période 2010-2014. Par rapport à ces installations, un commentaire a été ajouté indiquant que les eaux prélevées à des fins d'aquathermie doivent être réinjectées dans le même aquifère.

Sur la recharge indirecte sur la période 2010-2013 :

- 46 dossiers sont concernés par la rubrique 2110 (station d'épuration des agglomérations d'assainissement ou dispositifs d'assainissement non collectif) dont dix-huit réalisent une infiltration permanente des rejets en zone végétalisée ;
- 19 dossiers sont concernés par la rubrique 2020 (déversoirs d'orages situés sur un système de collecte des eaux usées) mais aucun d'entre eux ne réalise d'infiltration des rejets ;
- 84 dossiers sont concernés par la rubrique 2150 (rejets d'eaux pluviales dans les eaux douces superficielles ou sur le sol ou dans le sous-sol) dont cinq réalisent une infiltration

permanente des rejets, un par forage par puits d'infiltration et quatre par bassins dont deux associés à des noues.

Un cas d'étude relatif à la rubrique 2150 est décrit.

L'Agence de l'eau Loire-Bretagne ne signale aucun ouvrage de recharge de nappe sur le bassin.

Au niveau de la recharge indirecte, elle ne signale aucun déversoir d'orage sur un réseau de collecte d'eaux usées suivi d'une infiltration ; de nombreux cas d'infiltration d'effluents épurés en Beauce ou dans le Poitou en l'absence d'exutoires superficiels (Artenay ou Neuville-du-Poitou) ; aucun cas d'infiltration d'eaux pluviales par des bassins supérieurs à 1 ha.

L'Agence cite en outre le cas d'épandages d'effluents industriels sur terres agricoles en période d'excédent hydrique, qui peuvent contribuer à des recharges indirectes.

L'ARS PACA DT des Alpes-de-Haute-Provence indique ne pas avoir d'installation de recharge de nappe sur son territoire mais un projet sur une nappe alluviale présentant des traces de pollution historique industrielle en composés organiques halogénés volatiles. Des captages EDCH sont touchés. Afin d'atténuer l'influence de cette pollution sur les captages, un hydrogéologue propose de réaliser une recharge de nappe près des captages avec une eau non polluée pour inverser la piézométrie.

Cette DT s'interroge sur l'efficacité de la méthode sur le projet envisagé, les précautions à envisager et souhaite savoir s'il existe des expériences analogues.

Tableau XXXIV. Sites français de recharge d'aquifères.

| Localisation | Nappe réalimentée | Objectif de la recharge | Eau brute pour la recharge | Traitement des aux eaux de recharge | Méthode de recharge | Capacité maximale de recharge |
|----------------------------|---|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------|---|--|
| Appoigny (89) | Alluvions de l'Yonne | Quantitatif | ESU (Yonne) | Décantation (bassin) | Infiltration par 2 bassins | 500 m ³ .j ⁻¹ |
| Brousse le Château (12) | Alluvions du Tarn | Quantitatif | ESU (Tarn) | - | Infiltration par bassins | - |
| Cavaillon (13) | Alluvions de la Durance | Quantitatif | ESU (Durance) | Oui ? | Injection par 14 forages | 86 400 m ³ .j ⁻¹ |
| Châteaurenard (13) | Alluvions de la Durance | Quantitatif | ESU (Durance) | - | Injection par 5 forages | 71 500 m ³ .j ⁻¹ |
| Crépieux-Charmy (69) | Alluvions du Rhône | Barrière hydraulique | ESU (Rhône) | | Infiltration par 12 bassins | 201 500 m ³ .j ⁻¹ |
| Croissy sur Seine (78) | Alluvions de la Seine et craie sénonienne | Quantitatif / Qualitatif | ESU (Seine) | Prétraitement | Infiltration par 10 bassins | 68 500 m ³ .j ⁻¹ (25.10 ⁶ m ³ .an ⁻¹) |
| Flammerans (21) | Alluvions de la Saône entre les confluents de l'Ognon et du Doubs | Quantitatif | ESU (Saône) | Filtration | Injection par puits siphonnés et tranchées ? | Jusqu'à 12 000 m ³ .j ⁻¹ (500 m ³ .h ⁻¹) |
| Flins-Aubergenville (78) | Alluvions de la Seine et craie sénonienne | Quantitatif / Qualitatif | ESU (Seine) | Filtration par berges | Infiltration par 7 bassins | 21 900 m ³ .j ⁻¹ (8.10 ⁶ m ³ .an ⁻¹) |
| Foissac (12) | Alluvions du Lot | Quantitatif | ESU (Lot) | | Infiltration par 2 bassins | 600 m ³ .j ⁻¹ |
| Fontagneux (Grenoble - 38) | Alluvions du Drac et de la Romanche | Quantitatif | ESU (Drac) | | Infiltration par canaux | 41 720 m ³ .j ⁻¹ |
| Grisolles (82) | Alluvions de la Garonne | - | ESU (Garonne) | Décantation (décanteur) | Infiltration par 6 bassins | - |
| Houlle-Moulle (62) | Nappe de la Craie sénonienne | Quantitatif | ESU (Houlle) | Traitement | Infiltration par 2 bassins de 10 000 m ² | 0 à 7,2.10 ⁶ m ³ .an ⁻¹ selon les pluies efficaces |
| La Roquette-sur-Var (06) | Alluvions du Var | Quantitatif | ESU (Var) | Décantation (2 bassins) | Infiltration par 2 bassins | Usage saisonnier |

| Localisation | Nappe réalimentée | Objectif de la recharge | Eau brute pour la recharge | Traitement des eaux de recharge | Méthode de recharge | Capacité maximale de recharge |
|-----------------------------|--|--------------------------|----------------------------|--|--|---|
| Lafrançaise (82) | Alluvions modernes du Tarn | - | ESU (Tarn) | Décantation (décanteur statique) | Infiltration par 6 bassins avec géotextile | 4 000 m ³ .j ⁻¹ (4 bassins) |
| Lavelanet-de-Comminges (31) | Nappe alluviale nitratée | Qualitatif | ESU (Canal de Tuchan) | Décantation (2 bassins) | Infiltration par 3 bassins de 500 m ² (2,5 m de profondeur avec 1 m de sable calibré au fond) | 4 800 m ³ .j ⁻¹ |
| Mas-Grenier (82) | Alluvions de la Garonne | - | ESU (Garonne) | Décantation (décanteur de 1 610 m ²) | Infiltration par 6 bassins | - |
| Miremont (31) | Alluvions de l'Ariège | Qualitatif | ESU (Ariège) | - | Infiltration par bassins | - |
| Mondragon (84) | Alluvions du Rhône | Quantitatif | ESU (Rhône) | Pas de prétraitement | Infiltration par fosses et forages à massif filtrant | 734 400 m ³ .j ⁻¹ |
| Neuviller-sur-Moselle (54) | Alluvions de la Moselle | - | ESU (Moselle) | - | Infiltration par bassins | - |
| Noé (31) | Alluvions modernes de la Garonne | Qualitatif / Quantitatif | ESU (Garonne) | Décantation (bassin) | Infiltration par 2 bassins | 400 m ³ .j ⁻¹ |
| Peyrolles-en-Provence (13) | Alluvions de la Durance | Quantitatif | Eau de source | - | Infiltration par forages à massif filtrant | 19 000 m ³ .j ⁻¹ (sur 1 mois en 1956) |
| Pinsaguel (31) | Alluvions récentes de l'Ariège | Qualitatif | ESU (Ariège) | Décantation (bassin) | Infiltration par 2 bassins avec géotextile | 400 m ³ .j ⁻¹ |
| Plan-d'Orgon (13) | Alluvions de la Durance | - | ESU (Durance) | | Infiltration par fosse, tranchée, puits à massif filtrant | 700 L.s ⁻¹ + 300 L.s ⁻¹ (essais) |
| Réalville (82) | Alluvions de la Lère | - | ESU | - | - | - |
| Saint-Jory (31) | Alluvions modernes de la Garonne | - | ESU (Garonne) | Décantation (bassin) | Infiltration par 2 bassins | 2 500 m ³ .j ⁻¹ |
| Vauvert (30) | Alluvions villafrançaises de la Vistrenque | Qualitatif / Quantitatif | ESU (Rhône) | - | Injection par forage | 52 200 m ³ .an ⁻¹ |
| Vaux-sur-Vienne (86) | Alluvions anciennes de la Vienne | - | ESU (Vienne) | - | Infiltration par 7 bassins | 2 500 à 6 500 m ³ .j ⁻¹ |

| Localisation | Nappe réalimentée | Objectif de la recharge | Eau brute pour la recharge | Traitement des aux eaux de recharge | Méthode de recharge | Capacité maximale de recharge |
|-------------------------------------|--|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Vidauban (83) | Alluvions des Giscle et Môle, Argens et Siagne | Qualitatif | - | - | - | $0,65.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ |
| Verneuil-sur-Seine Vernouillet (78) | Nappe alluviale de la Seine | Qualitatif / Quantitatif | ESU (Seine) / ESO | Filtration par berges | Infiltration par l'étang du Gallardon | $300-360 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$ |
| Verdun-sur-Garonne (82) | - | - | ESU | - | Infiltration par 3 bassins | - |
| Castelsarrazin (82) | - | - | ESU | - | Infiltration par 4 bassins | - |
| Verlhaguet – Montauban (82) | - | - | - | - | Infiltration par 2 bassins | - |
| Marsannay-la-Côte (21) | - | Qualitatif | - | - | - | - |

- : information non disponible

Annexe 7 : Exemple d'ERS appliquées à des sites de recharges artificielles de nappes

Cette annexe présente quelques exemples d'évaluations des risques sanitaires associés à des projets de recharge artificielle de nappes. Ces exemples ont été retenus pour illustrer les différentes démarches existantes. Lorsqu'une même démarche est appliquée à plusieurs sites, l'application portant sur un des exemples de sites décrits dans le rapport a été privilégiée.

■ **Évaluation quantitative des risques liés aux contaminants chimiques organiques appliquée à un site de recharge de nappe avec des eaux pluviales urbaines (Vanderzalm *et al.*, 2011)**

Vanderzalm *et al.* (2011) ont analysé les risques liés aux contaminants organiques lors de l'utilisation d'eau pluviale urbaine traitée pour recharger artificiellement la nappe (par puits, infiltration et utilisation des fractures karstiques) alimentant le Lac Bleu servant à l'approvisionnement en eau potable de la ville de Mount Gambier en Australie-Méridionale.

Après une analyse préliminaire du site de recharge, l'utilisation actuelle des terrains où sont collectées les eaux pluviales peut entraîner la contamination de ces eaux par le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène (BTEX), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le tétrachloroéthylène. Afin d'évaluer le risque associé à ces contaminants, Vanderzalm *et al.* (2011) ont mené une évaluation quantitative des risques sanitaires liés au benzène, à l'éthylbenzène, au toluène, au xylène, au phénanthrène, au fluoranthène, au pyrène et au tétrachloroéthylène. Pour cela, ils ont modélisé les concentrations dans les eaux rechargeant le lac et dans les eaux du lac à partir des données d'entrée suivantes :

- l'estimation de la distribution des concentrations dans l'eau d'approvisionnement du système. Deux scénarios sont considérés :
 - l'utilisation des données de la littérature (concentrations mesurées dans des eaux pluviales urbaines aux USA pendant 25 ans) et des données mesurées dans les eaux pluviales urbaines de Mount Gambier ;
 - un scénario pire-cas : une distribution uniforme de la concentration du composé étudié est appliquée entre 0 et le maximum défini par la solubilité du composé dans l'eau. Ce scénario peut illustrer un événement extrême comme un déversement accidentel de produits chimiques dans les eaux pluviales urbaines ;
- le taux de dilution dans l'aquifère ;
- le taux de dégradation des contaminants dans l'aquifère et dans le lac ;
- le temps de résidence dans l'aquifère et dans le lac.

Les concentrations obtenues (minimum, médiane, moyenne et P95) ont été comparées avec les valeurs guides australiennes pour l'EDCH. Le P95 des concentrations modélisées dans les eaux entrant dans le Lac Bleu en sortie d'aquifère est supérieur aux valeurs guides dans les EDCH pour le fluoranthène pour les deux scénarios, et pour le phénanthrène et le tétrachloroéthylène pour le scénario pire-cas uniquement. Toutefois, quels que soient le scénario et le contaminant, les concentrations modélisées dans le Lac Bleu, servant à l'approvisionnement en EDCH, sont inférieures aux valeurs guides dans les EDCH.

■ **Utilisation des années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY : disability adjusted life years) pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes (Page *et al.*, 2010a; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011)**

Les études d'Ayuso-Gabella *et al.* (2011) et de Page *et al.* (2010a) présentent une partie des résultats du projet de recherche RECLAIM WATER, financé par l'UE. L'un des objectifs de ces études est d'appliquer une méthode d'évaluation quantitative des risques microbiologiques à des sites de recharge artificielle de nappes utilisées pour l'irrigation (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011) ou pour la production d'EDCH (Page *et al.*, 2010a). De plus, cette étude vise aussi à déterminer la part de l'abattement des micro-organismes lors de la recharge artificielle par rapport à l'ensemble des dispositifs mis en place pour les différents sites étudiés.

Chacune des deux études porte sur quatre sites de pays différents, toutefois, le présent rapport ne présente que les résultats relatifs aux exemples de sites décrits dans le chapitre 3 : Parafield (Australie), Wulpen (Belgique), Bolivar (Australie), Nardò (Italie) et Shafdan (Israël).

La méthode d'évaluation des risques utilise les DALY et, conformément aux lignes directrices australiennes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a), retient les rotavirus pour représenter le risque viral, *Cryptosporidium* pour le risque lié aux protozoaires et *Campylobacter* pour le risque bactérien. Les concentrations dans les eaux au point d'usage après recharge sont estimées à partir de l'abattement par défaut pour chaque étape de traitement y compris de recharge (fonction du temps de transfert et du taux de survie du pathogène dans les aquifères). Ces abattements par défaut peuvent être affinés quand des données sont disponibles pour le site considéré.

Pour les sites de Wulpen et Parafield, l'exposition considérée est l'ingestion d'eau au point d'usage après recharge (Page *et al.*, 2010a). Pour les sites de Shafdan, Nardò et Bolivar, l'usage étudié est l'irrigation et trois scénarios sont étudiés : l'ingestion d'aérosols par les professionnels, l'ingestion d'aérosols par les résidents et la consommation de produits agricoles (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

Le Tableau XXXV présente les résultats de ces évaluations quantitatives des risques microbiologiques pour les cinq sites retenus. Pour les sites utilisant la recharge artificielle de nappes avant l'irrigation, les risques médians sont acceptables ($< 10^{-6}$ DALY) pour tous les scénarios et tous les micro-organismes pathogènes évalués, à l'exception des risques d'ingestion accidentelle d'aérosols contenant des bactéries pathogènes sur le site Nardò. Pour les sites utilisant la recharge artificielle de nappes pour l'alimentation en EDCH, les risques sont acceptables pour Wulpen quels que soient les micro-organismes pathogènes considérés. Pour le site de Parafield, les risques bactériens ou liés aux protozoaires sont acceptables et le risque viral est faible puisque seul le P95 présente un DALY légèrement supérieur à 10^{-6} (Page *et al.*, 2010a).

Dans le cadre de ces deux études, une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer la part de l'abattement estimé lors des différentes étapes par rapport au risque sanitaire. Les auteurs estiment que la recharge artificielle de nappes est une des barrières importantes en termes de crédit d'abattement en log et est donc un outil utile pour la maîtrise des risques. Ainsi :

- le site Shafdan repose presque entièrement sur le traitement lié à la MAR pour réduire les risques sanitaires liés à l'irrigation à des niveaux acceptables ;
- le site Nardò utilise l'étape de recharge comme une barrière importante puisque l'irrigation directe avec les eaux de recharge entraînerait un risque inacceptable pour les protozoaires et les virus ;
- le site de Bolivar a un système de traitement de l'eau usée traitée poussé, en tant que telle la recharge artificielle de nappe n'est pas une barrière critique dans la gestion des risques sanitaires ;
- le site de Wulpen dispose de traitements poussés avant et après la recharge, aussi la recharge ne joue un rôle que dans la réduction du risque résiduel pour les rotavirus ;
- pour le site de Parafield, l'abattement dans l'aquifère est la barrière la plus efficace pour la maîtrise du risque lié à *Campylobacter*, la deuxième pour *Cryptosporidium* et la troisième pour rotavirus.

Tableau XXXV. Évaluations de risques sanitaires microbiologiques pour cinq sites de recharge artificielle de nappes en utilisation les DALY (d'après Page *et al.*, 2010a; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

| Site étudié | Système de recharge | Usage évalué | Pathogènes ciblés | Risque évalué en DALY |
|----------------------|--|---|------------------------|--|
| Parafield, Australie | ASTR avec des eaux pluviales urbaines traitées | Eau de boisson | <i>Campylobacter</i> | Moyenne < 1.10^{-10} Médiane < 1.10^{-10} P95 < 1.10^{-10} |
| | | | <i>Cryptosporidium</i> | Moyenne = $7,7.10^{-9}$ Médiane = $2,0.10^{-10}$ P95 = $1,8.10^{-8}$ |
| | | | Rotavirus | Moyenne = $8,5.10^{-7}$ Médiane = $5,0.10^{-8}$ P95 = $3,1.10^{-6}$ |
| Wulpen, Belgique | Infiltration d'EUT | | <i>Campylobacter</i> | Moyenne < 1.10^{-10} Médiane < 1.10^{-10} P95 < 1.10^{-10} |
| | | | <i>Cryptosporidium</i> | Moyenne < 1.10^{-10} Médiane < 1.10^{-10} P95 < 1.10^{-10} |
| | | | Rotavirus | Moyenne < 1.10^{-10} Médiane < 1.10^{-10} P95 < 1.10^{-10} |
| Shafdan, Israël | Infiltration d'EUT | Irrigation ingestion d'aérosols par les professionnels ingestion d'aérosols par les résidents consommation de produits agricoles | <i>Campylobacter</i> | Médiane : < $1,0.10^{-10}$ |
| | | | <i>Cryptosporidium</i> | Médiane : $8,6 \times 10^{-8}$ - $4,5.10^{-9}$ |
| Nardò, Italie | Injection d'EUT dans une doline | | <i>Campylobacter</i> | Médiane : $9,7.10^{-6}$ - $3,0.10^{-6}$ |
| | | | <i>Cryptosporidium</i> | Médiane : $2,1.10^{-7}$ - $1,7.10^{-8}$ |
| | | | Rotavirus | Médiane : $2,5.10^{-8}$ - $1,5.10^{-10}$ |
| Bolivar, Australie | ASR avec des EUT | | <i>Campylobacter</i> | Médiane : < $1,0.10^{-10}$ |
| | | | <i>Cryptosporidium</i> | Médiane : < $1,0.10^{-10}$ |
| | | | Rotavirus | Médiane : $1,9.10^{-9}$ - < $1,0.10^{-10}$ |

■ **Étude épidémiologique sur le risque d'infections par *Giardia intestinalis* sur un site de d'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation et la recharge artificielle de nappe au Mexique (Cifuentes *et al.*, 2004)**

Une étude épidémiologique transversale a été menée à Xochimilco au Mexique chez des enfants vivant dans une zone où des eaux usées traitées sont utilisées pour l'irrigation et la recharge artificielle de nappe afin d'étudier le risque d'infection par *Giardia intestinalis* (Cifuentes *et al.*, 2004). Les eaux de cinq puits alimentés par la nappe rechargée ont été analysées pour les kystes de *Giardia intestinalis* et des recherches de parasites ont été menées dans les selles d'enfants de moins de 6 ans de 750 ménages, à la saison sèche et à la saison des pluies. Bien que cette étude ait mis en évidence la contamination de la nappe par *Giardia intestinalis*, aucune association statistiquement significative n'a été mise en évidence entre la présence de *Giardia intestinalis* dans la nappe et la prévalence des infections à *Giardia intestinalis*. Les facteurs de risque identifiés étaient socio-culturels : pratiques de conservation de l'eau, de préparation des aliments et d'hygiène personnelle à risques et expositions lors d'activités récréatives.

L'étude de Cifuentes *et al.* (2004) est une des seules études épidémiologiques menées sur la pratique de la recharge artificielle de nappes avec des eaux usées traitées. Toutefois, en raison de l'état sanitaire de la population de l'étude et de son faible niveau d'hygiène (Cifuentes *et al.*, 2004), elle ne permet pas de conclure sur les effets de la recharge artificielle de nappes sur les infections par *Giardia intestinalis* sur le site de Xochimilco, ni d'extrapoler ces résultats à de possibles expériences de recharge artificielle de nappes en France.

■ **Application de la démarche HACCP au site de Wulpen en Belgique (Dewettinck *et al.*, 2001)**

À Wulpen en Belgique, où des eaux usées traitées sont utilisées pour la recharge d'une nappe utilisée pour l'alimentation en EDCH (description détaillée du site paragraphe 3.3.2.4.1), la démarche HACCP a été utilisée pour garantir la production d'une eau potable sanitaire sûre. Avant infiltration, les effluents secondaires sont traités par microfiltration puis 90 % par osmose inverse et 10 % par UV. Bien que la démarche HACCP prenne en compte l'ensemble des dangers chimiques, physiques et microbiologiques, cette étude s'est focalisée uniquement sur les aspects microbiologiques. Ainsi, le danger considéré est la présence de micro-organismes pathogènes dans les EDCH produites.

Compte tenu des traitements mis en place, les principales sources de dangers identifiées par les auteurs sont la fuite des membranes dans les unités de microfiltration ou d'osmose inverse, la résistance aux rayonnements UV, et la recontamination de l'eau dans le réseau de distribution. La reprise de croissance des pathogènes lors du stockage et de la distribution de l'eau n'est pas considérée comme une préoccupation majeure si la recontamination de l'eau est suffisamment maîtrisée. Dans le contexte de l'utilisation d'eau usée traitée pour la production d'EDCH, les virus entériques et les protozoaires (*Cryptosporidium* et *Giardia*) sont retenus comme les pathogènes à considérer en raison de leur infectiosité à faible dose, de leur persistance à long terme dans l'environnement et des difficultés à les surveiller. En l'absence de limites réglementaires pour ces paramètres, les auteurs ont retenu des valeurs cibles sur la base d'un niveau de risque acceptable de 10^{-4} infections par an et par consommateur et d'une consommation quotidienne d'un litre d'eau du robinet par personne :

- pour les virus entériques de $4,0 \cdot 10^{-7} \text{ L}^{-1}$;
- pour *Giardia* de $1,4 \cdot 10^{-5} \text{ L}^{-1}$;
- pour *Cryptosporidium* de $6,5 \cdot 10^{-5} \text{ L}^{-1}$.

Compte tenu des niveaux de concentration en virus entériques et en protozoaires dans les effluents secondaire et des efficacités d'élimination des étapes de traitement mis en œuvre, dans des conditions normales d'exploitation, les auteurs estiment que ces limites sont respectées.

Les gestionnaires du système de recharge artificielle de nappe pour la production d'EDCH de Wulpen considèrent l'étape de recharge (passage dans la ZNS et dans la nappe) comme une mesure purement psychologique pour protéger le consommateur contre l'exposition microbiologique. De plus, dans le cas d'une croissance microbienne présumée dans le sous-sol, une correction active est difficile à mettre en œuvre et à contrôler. Ainsi, il a été décidé que l'eau d'infiltration devait se conformer aux valeurs sanitaires pour l'eau potable.

Ainsi, tous les procédés de traitement des eaux pour la recharge avant l'infiltration sont considérés comme des CCP et sont suivis en continu afin que des mesures correctives puissent être prises par rétroaction directe (Tableau XXXVI). Un CCP est également mis en place au niveau du réseau de distribution des EDCH pour le danger de recontamination.

Des points d'attention (POA) sont ajoutés pour compléter le dispositif de surveillance (Tableau XXXVI). Ils couvrent la qualité des eaux brutes pour la recharge (effluents secondaires issus de la STEU), les analyses microbiologiques des eaux de recharge, des eaux prélevées et des eaux du réseau de distribution, et le temps de transfert dans l'aquifère.

Tableau XXXVI. Points critiques pour la maîtrise et points d'action identifiés lors de l'application du système HACCP au site de Wulpen (d'après Dewettinck *et al.*, 2001).

| Étape du processus | | Danger | Suivi | Action corrective |
|---|-------|---|---|---|
| CCP | | | | |
| Microfiltration | CCP 1 | Rupture de membrane | Compteur de particules Conductivité | Arrêt du module Remplacement de la membrane cassée |
| Osmose inverse | CCP 2 | Désintégration de membrane | Compteur de particules Conductivité | Arrêt du module Remplacement de la cartouche |
| UV | CCP 3 | Protection contre l'absorbance | Turbidité Transmittance | Rétroaction directe Vérification de la microfiltration |
| | | Perte de puissance des lampes | Courant et âge de la lampe | Remplacement de la lampe |
| Réseau de distribution | CCP 4 | Recontamination | Changement de pression | Isolement d'une partie du système ; purge |
| POA | | | | |
| Captage des effluents de STEU | POA 1 | Faible qualité sanitaire générale | Capteur pH | Décharge dans un canal |
| Ressource pour le bassin d'infiltration | POA 2 | Présence de pathogènes | Comptage sur plaque (décompte total, indicateurs, etc.) | Arrêt de la production d'eau de recharge, investigation |
| Captage des ESO | POA 3 | Présence de pathogènes | Comptage sur plaque (décompte total, indicateurs, etc.) | Désinfection |
| | | Temps de transfert court dans le sol | Tests avec des traceurs | Fermeture du puits de production |
| | | Modification de la communauté bactérienne | Électrophorèse sur gel de gradient dénaturant (DGGE) | Évaluation de l'empreinte/ Investigation des nouvelles souches |
| Réseau de distribution | POA 4 | Modification de la communauté bactérienne | Électrophorèse sur gel de gradient dénaturant (DGGE) | Évaluation de l'empreinte/ Investigation des nouvelles souches, purge/nettoyage |
| | | Recroissance | Comptage sur plaque (décompte total, indicateurs, etc.) | Information des consommateurs ? Purge/nettoyage |

■ **Application de la démarche HACCP au site de Parafield en Australie (Swierc *et al.*, 2005)**

Swierc *et al.* (2005) ont développé une démarche HACCP préliminaire pour évaluer la viabilité du projet de recharge artificielle de nappe de Parafield en Australie. Ce site utilise des eaux pluviales urbaines traitées pour la recharge d'une nappe par ASTR. Les eaux prélevées sont utilisées pour l'alimentation en EDCH (description détaillée du site paragraphe 3.2.2.3). Pour cela, ils ont appliqué les exigences décrites par le Codex Alimentarius (1999) et déroulé les 12 éléments de la démarche. Cette démarche est antérieure à la publication des lignes directrices australiennes sur la recharge artificielle de nappes (NRMCC-EPHC-NHMRC, 2009a).

Pour l'analyse des risques sanitaires, le projet de stockage, transfert et récupération d'eaux pluviales urbaines dans l'aquifère pour la production d'eau potable a été découpé en trois étapes : l'approvisionnement en eau brute pour la recharge, le traitement par filtres plantés de roseaux et la recharge et récupération par ASTR. Pour chaque étape, les événements dangereux ont été

examinés et associés à un ou plusieurs type(s) de danger (chimique, microbiologique, physique ou radiologique). La liste initiale des éléments dangereux est présentée dans le Tableau XXXVII. Pour chaque événement dangereux identifié, une analyse du risque a été menée et un score de risque prenant en compte la probabilité que le danger survienne et la gravité de ses conséquences sur la santé, a été déterminé. De plus, un risque résiduel a été estimé en prenant en compte le nombre et l'efficacité des barrières existantes pour le projet de Parafield (Tableau XXXVII).

En appliquant la méthode de détermination des CCP définie par le Codex Alimentarius (1999), un seul CCP a été déterminé correspondant à la surveillance en continu de la qualité de l'eau (turbidité et conductivité) en sortie du filtre planté de roseaux (Tableau XXXVII). Ce dispositif est donc complété par :

- des points de contrôle pour la qualité (QCP) :
 - QCP 1 : surveillance de la qualité de l'eau en amont du déversoir de dérivation ;
 - QCP 2 : surveillance de la qualité de l'eau du bassin de collecte des eaux brutes pour la recharge ;
- des programmes de soutien (SP) :
 - SP 1 : programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement ;
 - SP 2 : détection de fuites d'égout et programme de réparation ;
 - SP 3 : Sécurité du site ;
 - SP 4 : Programme de maintenance ;
 - SP 5 : Procédures normalisées d'utilisation et formation du personnel.

Aucune barrière ou point de contrôle n'a été identifié pour l'étape d'ASTR bien que les risques associés à cette étape soient élevés.

Des limites critiques ont été déterminées pour les trois points critiques retenus (un CCP et deux QCP), et d'autres sont mentionnés comme devant être approfondis lors de la mise en place de la démarche HACCP. Ainsi, dans ce paragraphe, des CCP supplémentaires sont envisagés au niveau de la surveillance de la qualité des eaux souterraines rechargées (puits de surveillance) et des eaux prélevées après recharge.

La démarche HACCP préliminaire déployée à Parafield aborde les 12 étapes de la démarche avec des niveaux d'avancement variables. Le rapport identifie des lacunes dans les connaissances du système à Parafield, qui doivent être comblées pour la réalisation d'une démarche HACCP : recensement des activités dans la zone de récupération des eaux pluviales urbaines, qualité des eaux brutes pour la recharge, efficacité des traitements, caractéristiques hydrauliques de l'aquifère. Pour les auteurs, l'identification des CCP indique que le projet d'ASTR pourrait être exploité selon les principes de l'HACCP avec un minimum de modifications. L'ajout d'un CCP au niveau des eaux prélevées après recharge permettrait d'augmenter la sécurité du système par rapport aux contaminants identifiés.

Tableau XXXVII. Évaluation qualitative des risques sanitaires et points critiques pour la maîtrise lors de l'application du système HACCP au site de Parafield (d'après Swierc et al., 2005).

| Événements potentiellement dangereux | Type de danger | Score de risque | Barrière | Score de risque résiduel | CCP / QCP / SP - détails |
|--|----------------|-----------------|---|--------------------------|--|
| Étape d'approvisionnement en eau brute pour la recharge | | | | | |
| Déversement de produits chimiques (route, avion ou train) | C | Élevé | Aucune | Élevé | SP 1 - programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement |
| Produits chimiques ménagers, pesticides | C | Faible | Aucune | Faible | SP 1 - programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement |
| Déversement de chantier de construction, sédiments | C, P | Modéré | Aucune | Modéré | QCP 1 - Surveillance de la qualité de l'eau en amont du déversoir de dérivation |
| Déversement de l'usine pharmaceutique | C | Très élevé | Protection contre les déversements d'ingénierie | Modéré | SP 1 - programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement |
| Déversement du magasin de pièces automobiles | C | Modéré | Plans d'intervention | Faible | SP 1 - programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement |
| Débordements d'égouts ou interconnexion | M | Modéré | Aucune | Modéré | SP 2 - détection de fuites d'égout et le programme de réparation |
| Érosion | P | Modéré | Aucune | Modéré | QCP 1 - Surveillance de la qualité de l'eau en amont du déversoir de dérivation |
| Sabotage | C, M, P, R | Élevé | Mesures de sécurité du site | Faible | SP 3 - Sécurité du site |
| Déchets animaux / opérations | C, M, P | Modéré | Aucune | Modéré | SP 1 - programme de gestion de la pollution des eaux pluviales et de l'approvisionnement |
| Étape de traitement : filtres plantés de roseaux | | | | | |
| Forte turbidité ou TDS entrant dans système de l'eau | C, M, P | Modéré | Procédures d'exploitation normalisées | Modéré | QCP 2 - Surveillance de la qualité de l'eau du bassin de collecte des eaux brutes pour la recharge |
| Contamination par des oiseaux | M | Très élevé | Filets anti-oiseaux | Modéré | SP 4 - Programme de maintenance |
| Sabotage (par exemple incendie dans les zones humides) | C, P | Élevé | Mesures de sécurité du site | Modéré | SP 3 - Sécurité du site |
| Séchage du lit de roseaux | C, P | Très élevé | Procédures d'exploitation normalisées | Élevé | SP 4 - Programme de maintenance |
| Opération impropre | C, P | Très élevé | Procédures d'exploitation normalisées | Élevé | SP 5 - Procédures d'utilisation normalisées et formation du personnel |
| Défaillance du système (de fuite par exemple) | C, P | Élevé | Procédures d'exploitation normalisées | Modéré | SP 5 - Procédures normalisées d'utilisation et formation du personnel |
| Court-circuit ou bouffée de forte turbidité en sortie du filtre planté | C, M, P | Modéré | Procédures d'exploitation normalisées | Faible | CCP 1 - Surveillance de la qualité de l'eau en sortie du filtre planté |
| Étape de recharge et récupération : ASTR | | | | | |
| Mélange excessif avec les eaux souterraines natives | C, P | Très élevé | Aucune | Élevé | n.d. |
| Court-circuit | M | Élevé | Aucune | Élevé | n.d. |

C : chimique ; P : physique ; M : microbiologique ; R : radiologique ; CCP : points critiques pour la maîtrise ; QCP : quality control point ; SP : supporting program

■ Exemple d'application des LD australiennes au site de Bolivar, Australie (Ayuso-Gabella *et al.*, 2010)

En application des lignes directrices australiennes sur la recharge artificielle de nappes (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a), Ayuso-Gabella *et al.*, 2010 ont évalué les risques maximaux et résiduels pour le site de recharge artificielle de nappe de Bolivar. Sur ce site, présenté en détail dans le paragraphe 3.2.2.2, des eaux usées traitées sont utilisées pour la recharge artificielle de nappe par un dispositif de stockage dans l'aquifère et récupération par un même puits (ASR), puis utilisées pour l'irrigation. Avant recharge, les effluents secondaires issus de traitement par boues activées subissent un traitement tertiaire comprenant des lagunes de stabilisation, une flottation-filtration à l'air et une chloration. Les eaux passent enfin par un bassin de stockage avant injection dans la nappe.

L'évaluation des risques sanitaires porte d'une part sur la consommation de produits issus de cultures irriguées avec les eaux prélevées après recharge, et d'autre part sur l'ingestion d'aérosols lors de l'irrigation. L'évaluation des risques sanitaires maximaux qui se base sur les données disponibles dans les eaux usées, conclut à un risque fort pour les pathogènes et pour les contaminants chimiques inorganiques pour les deux scénarios d'exposition, et pour les contaminants chimiques organiques pour l'ingestion d'aérosols lors de l'irrigation. Les ERS liées à ces trois classes de contaminants sont détaillées ci-après.

► Micro-organismes

Des indicateurs de contamination fécale ont été analysés dans les eaux de recharge du site de Bolivar. *E. coli* a été détecté dans 2 % des échantillons en sortie de traitement des eaux avant la recharge et dans 21 % des échantillons d'eau de recharge au niveau du puits d'injection. Ces résultats pourraient indiquer une reprise de croissance dans les canalisations ou plus probablement une recontamination des eaux dans le bassin de stockage qui est ouvert. Les entérocoques ont été recherchés mais non détectés dans les eaux de recharge au niveau du puits d'injection. Au même niveau, des coliformes thermotolérants et des coliformes totaux ont été détectés en 2008. Au cours du 3^e cycle d'injection, ces mêmes indicateurs de contamination fécale n'ont pas été détectés. Enfin, *Clostridium* et les coliphages ARN F n'ont pas été détectés non plus dans l'eau prélevée après recharge.

Des micro-organismes pathogènes ont également été suivis à plusieurs niveaux dans la STEU de Bolivar produisant les eaux brutes pour la recharge (effluents secondaires) et dans les eaux de recharge :

- des protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium* ;
- des virus : réovirus, adénovirus et entérovirus ;
- des espèces d'algues produisant des toxines.

Les résultats montrent un bon abattement de ces micro-organismes pathogènes tout au long de la chaîne de traitement (STEU et traitement des eaux pour la recharge). La surveillance des algues a montré un faible nombre de cyanobactéries dans les eaux de recharge. L'eau de recharge est régulièrement contrôlée pour la recherche de *Giardia* et *Cryptosporidium*. Aucun protozoaire n'a été détecté au cours de deux campagnes d'échantillonnage dans les eaux prélevées.

L'évaluation des risques sanitaires maximaux conclut à une forte réduction du nombre de protozoaires et d'indicateurs de contamination fécale par les traitements mis en œuvre, toutefois, ces données ne permettent pas d'affirmer avec certitude que le niveau de risque est acceptable pour la santé humaine. De plus, aucune donnée n'est disponible sur rotavirus ou *Campylobacter*.

Ainsi, l'évaluation du risque résiduel repose sur des ERS quantitatives probabilistes utilisant les DALY (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009a). Les résultats de ces ERS sont présentés dans le Tableau XXXVIII. Les risques moyens liés aux pathogènes pour l'irrigation sont acceptables pour le site de Bolivar ($< 10^{-6}$ DALY). Toutefois, pour rotavirus, le P95 des DALY est supérieur au seuil recommandé pour la consommation de denrées telles quelles et pour l'ingestion d'aérosols par les professionnels si l'irrigation est faite à partir des eaux de recharge. Pour l'ingestion d'aérosols par les professionnels si l'irrigation est faite avec les eaux prélevées après recharge, ces risques sont

acceptables. De même, si les denrées sont stockées et lavées avant consommation, le risque devient alors négligeable même pour une irrigation avec les eaux de recharge ($< 10^{-10}$ DALY).

Les résultats obtenus sont cohérents avec ceux rapportés dans la littérature : le risque viral représenté par rotavirus est le plus élevé, suivi par le risque lié aux protozoaires représenté par *Cryptosporidium* puis le risque bactérien représenté par *Campylobacter*.

Tableau XXXVIII. Évaluation de risques sanitaires microbiologiques par les DALY pour le site de Bolivar (d'après Ayuso-Gabella et al., 2010).

| | | Consommation de produits agricoles | | Ingestion d'aérosols par les professionnels | Ingestion d'aérosols par les résidents |
|--|---------|------------------------------------|--|---|--|
| | | Consommation telle quelle | Lavage avant consommation ^a | | |
| Irrigation à partir des eaux de recharge | | | | | |
| Rotavirus | Moyenne | $6,7 \cdot 10^{-7}$ | $< 10^{-10}$ | $3,6 \cdot 10^{-7}$ | $1,3 \cdot 10^{-7}$ |
| | P95 | $2,9 \cdot 10^{-6}$ | $< 10^{-10}$ | $1,5 \cdot 10^{-6}$ | $5,5 \cdot 10^{-7}$ |
| <i>Cryptosporidium</i> | Moyenne | $4,5 \cdot 10^{-8}$ | $< 10^{-10}$ | $2,8 \cdot 10^{-8}$ | $9,6 \cdot 10^{-9}$ |
| | P95 | $1,1 \cdot 10^{-7}$ | $< 10^{-10}$ | $5,3 \cdot 10^{-8}$ | $1,8 \cdot 10^{-8}$ |
| <i>Campylobacter</i> | Moyenne | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ |
| | P95 | $2,2 \cdot 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $1,1 \cdot 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ |
| Irrigation à partir des eaux prélevées après recharge | | | | | |
| Rotavirus | Moyenne | $1,1 \cdot 10^{-7}$ | $< 10^{-10}$ | $6,3 \cdot 10^{-8}$ | $2,2 \cdot 10^{-8}$ |
| | P95 | $4,4 \cdot 10^{-7}$ | $< 10^{-10}$ | $2,2 \cdot 10^{-7}$ | $7,7 \cdot 10^{-8}$ |
| <i>Cryptosporidium</i> | Moyenne | $1,3 \cdot 10^{-9}$ | $< 10^{-10}$ | $5,8 \cdot 10^{-10}$ | $1,8 \cdot 10^{-10}$ |
| | P95 | $1,5 \cdot 10^{-9}$ | $< 10^{-10}$ | $6,2 \cdot 10^{-10}$ | $2,2 \cdot 10^{-10}$ |
| <i>Campylobacter</i> | Moyenne | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ |
| | P95 | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ | $< 10^{-10}$ |

^a log d'abattement supplémentaire pour la décroissance après la récolte et le lavage de la denrée

Les auteurs recommandent d'acquérir plus de données sur la qualité de l'eau prélevée après recharge pour les micro-organismes pathogènes en vue des futures évaluations de risques.

► Contaminants chimiques inorganiques

Les contaminants chimiques inorganiques tels que les métaux et les cyanures sont présents dans les eaux usées traitées à des concentrations variables, dont certaines risquent potentiellement d'affecter la santé humaine. Pour le site de Bolivar, les ETM suivants sont identifiés comme potentiellement toxiques pour l'Homme :

- l'arsenic : les concentrations moyennes dans les eaux usées ($1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) et dans les eaux de recharge ($1,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) sont inférieures à celle dans les des eaux souterraines rechargées ($4,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) et dans les eaux prélevées après recharge ($14 \mu\text{g.L}^{-1}$) ce qui indique que l'arsenic est libéré de la matrice de l'aquifère. Ces concentrations sont inférieures aux valeurs seuils sanitaires pour l'irrigation, toutefois il est nécessaire de vérifier à chaque cycle qu'il n'y a pas d'augmentation des concentrations par mobilisation de l'arsenic du terrain ;
- le cadmium, le chrome, le cuivre et le nickel :

- la concentration en cadmium est de $0,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau de recharge et de $< 0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux souterraines ;
 - la concentration en chrome est de $3,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau de recharge et de $< 3 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux souterraines ;
 - la concentration en cuivre est de $11 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau de recharge et de $< 1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux souterraines ;
 - la concentration en nickel est de $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau de recharge et de $< 1,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux souterraines ;
 - les concentrations dans l'eau de recharge pour ces quatre ETM sont négligeables par rapport aux teneurs dans les sédiments de l'aquifère, ainsi les quantités présentes dans l'eau de recharge ne sont pas susceptibles de poser un risque ;
 - le baryum, le béryllium, le bromure, le manganèse, le mercure, le molybdène, le sélénium, l'uranium et le vanadium qui sont présents à des concentrations inférieures aux valeurs guides pour l'irrigation.
- Contaminants chimiques organiques

Pour l'évaluation du risque maximal, les données disponibles sur les contaminants chimiques organiques dans les eaux usées sont limitées. Les paramètres mesurés sont les substances actives au bleu de méthylène (11 mg.L^{-1}) et les graisses (93 mg.L^{-1}).

Pour évaluer le risque résiduel, un grand nombre de contaminants chimiques organiques a été recherché dans les eaux de recharge et dans les eaux prélevées après recharge notamment des herbicides, des pesticides et des SPD, des phénols, des composés organiques volatils (COV) et des polychlorobiphényles (PCB). Les limites analytiques sont comprises entre 10 et $1\,000 \text{ ng.L}^{-1}$. Seuls des SPD sont retrouvés dans les eaux de recharge, toutefois, ils ne sont pas détectés dans les eaux souterraines, ni dans les eaux l'eau prélevée après recharge. Les concentrations en THM et en HAA dans les eaux de recharge sont inférieures aux valeurs guides pour les EDCH. Ainsi, les auteurs concluent à l'absence de risque sanitaire *via* l'irrigation à partir des eaux prélevées après recharge.

Par ailleurs, au cours des 3^e et 4^e cycles de recharge et récupération, des résidus de médicaments et des perturbateurs endocriniens (PE) ont été recherchés dans les eaux de recharge et dans les eaux souterraines avec des limites de quantifications de l'ordre du ng.L^{-1} (Barry *et al.*, 2010). Certains ont été quantifiés dans les eaux de recharge et dans les eaux souterraines à des concentrations pouvant dépasser la centaine de ng.L^{-1} . En l'absence de valeur guide pour ces contaminants dans les eaux servant à l'irrigation, les auteurs ont estimé que l'irrigation avec les eaux prélevées après recharge n'aboutirait qu'à des expositions très faibles selon les deux scénarios retenus qui ne seraient pas susceptibles de constituer un risque pour la santé humaine.

Les auteurs considèrent que les contaminants chimiques organiques sont globalement éliminés par les traitements des eaux de recharge et donc le risque résiduel qu'ils pourraient constituer est considéré comme acceptable. Ils recommandent toutefois de mener des recherches sur la toxicité de ces contaminants et sur leur accumulation potentielle dans les cultures.

► Conclusions et recommandations

L'étude a démontré que la qualité de l'eau prélevée après recharge est appropriée pour l'irrigation et est, dans certains cas, de meilleure qualité que l'eau de recharge.

Les ERS menées soulignent l'importance des traitements appliqués aux eaux usées avant la recharge pour diminuer les concentrations en contaminants et maîtriser les risques sanitaires.

L'ERS a été menée pour l'irrigation de cultures à partir des eaux de recharge et couvre d'autres usages, tels que l'irrigation de parc urbain ou l'alimentation de cours d'eau urbains. Cependant, les utilisations involontaires et ou non autorisées de l'eau, pour des usages domestiques par exemple, pourraient présenter un risque inacceptable pour la santé humaine. Par conséquent, il convient de veiller (autant que possible) à ce que les eaux prélevées après la recharge ne soient utilisées pour d'autres usages que l'irrigation.



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr
www.anses.fr / [@Anses_fr](https://twitter.com/Anses_fr)