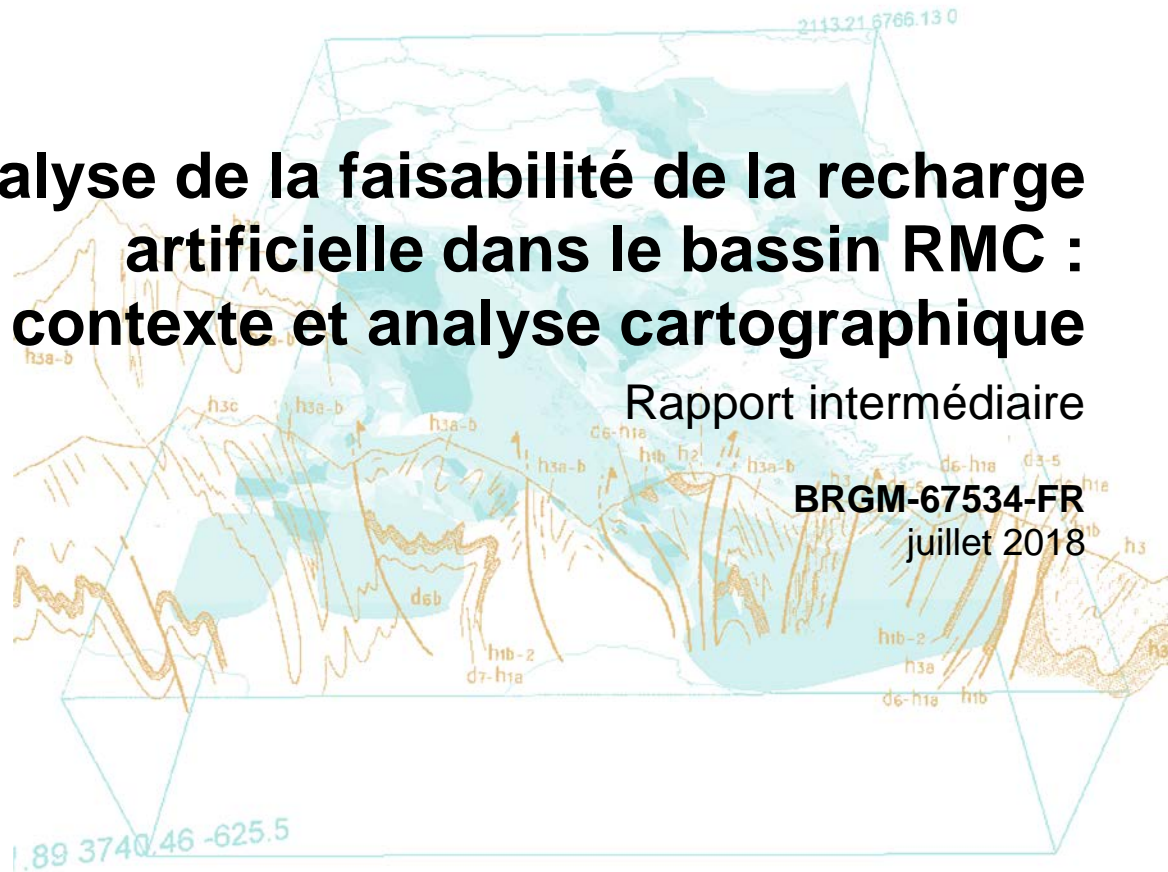




# Analyse de la faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin RMC : contexte et analyse cartographique

Rapport intermédiaire

BRGM-67534-FR  
juillet 2018





# Analyse de la faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin Rhône Méditerranée Corse: contexte et analyse cartographique

Rapport intermédiaire

**BRGM/RP-67534-FR**  
juillet 2018

Étude réalisée dans le cadre des projets de Recherche du BRGM

Caballero Y., Moiroux F., Bouzit M., Desprats J-F., Maréchal J-C.

**Vérificateur :**

Nom : Pettenati Marie  
Fonction : Chef de projet  
Date : 09/07/2018

Signature :



**Approbateur :**

Nom : Dörfliger Nathalie  
Fonction Directrice D3E  
Date : 24/07/2018

Signature :



Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Contact : [qualite@brgm.fr](mailto:qualite@brgm.fr)

**Mots-clés** : recharge artificielle, bassin d'infiltration, cartographie, analyse multicritères, économie, Rhône Méditerranée Corse

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Caballero Y., Moiroux F., Bouzit M., Desprats J-F., Maréchal J-C. (2018) – Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin Rhône Méditerranée Corse: contexte et analyse cartographique. Rapport final. BRGM/RP-67534-FR, 162 p., 62 fig., 4 ann., 1 CD.

© BRGM, 2018, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

## Synthèse

Les eaux souterraines représentent une ressource essentielle pour l'économie de nombreux territoires en France. Toutefois du fait des besoins importants à satisfaire pour les différentes catégories d'usage (en particulier l'alimentation en eau potable et l'irrigation agricole en période estivale), certaines masses d'eau se trouvent en situation de déséquilibre structurel. La réponse classique des gestionnaires consiste à définir un volume prélevable, puis à plafonner les prélèvements et rechercher des ressources de substitution (retenues collinaires, transferts interbassin). Une solution complémentaire, encore peu explorée en France, consiste à augmenter artificiellement la recharge de ces masses d'eau. Largement mise en œuvre dans d'autres pays confrontés à des déficits de ressources (Australie, Israël, Espagne...), la recharge artificielle (RA) présente des avantages techniques (flexibilité), économiques (coût d'investissement inférieur) et environnementaux (moindre consommation d'énergie) qui invitent à en évaluer le potentiel dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

Le présent rapport s'inscrit dans la première phase du projet d'Etude de la Faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse (projet BRGM – Agence de l'Eau RMC), phase consistant à mettre en évidence l'intérêt de la recharge artificielle à partir d'expériences choisies en France et à l'international et de cartographier à l'échelle du bassin RMC les zones potentiellement favorables. Ce projet de recherche s'inscrit dans le cadre de la convention R&D entre le BRGM et l'AERMC : il inclut un état de l'art sur la recharge artificielle ainsi que le développement de nouvelles méthodes pour en estimer la faisabilité technique et économique, avec un focus sur le bassin RMC.

Après une introduction, le chapitre 2 de ce rapport contient une description synthétique de la recharge artificielle des réservoirs aquifères souterrains, en s'intéressant aux usages concernés (AEP, agriculture, industries, restauration ou préservation d'un milieu, etc...), aux différents types d'eau pouvant être utilisés pour la recharge (eaux de surface, eaux usées, eaux de dessalement, eaux pluviales, et moins fréquemment, eaux souterraines de milieux non pollués et/ou non déficitaires), aux dispositifs pouvant être mis en place (recharge directe par forage, indirecte par bassins, fosses ou tranchées, ou par filtration par berges), en prenant en compte les conditions hydrogéologiques et opérationnelles de mise en œuvre de ces dispositifs. Cette partie se réfère largement aux publications scientifiques et rapports techniques exhaustifs de synthèse produits récemment sur la question et se propose de les compléter pour informer aussi le lecteur sur les aspects réglementaires (s'appliquant en France), institutionnels et économiques.

Le 3<sup>ème</sup> chapitre de ce rapport fait un état des lieux des retours d'expérience (REX) sur des dispositifs testés ou installés en Europe, en France et plus particulièrement au sein du bassin RMC. Une dizaine de sites (dont 7 français et 3 à l'international), dans des contextes variés et pour différents usages, font l'objet d'une description détaillée sous forme de fiches. Un bilan des REX sur les différents aspects techniques, réglementaires et socio-économiques est réalisé, en considérant l'ensemble des sites et projets de RA étudiés et cités dans ce rapport.

Une analyse de la faisabilité de la recharge artificielle à l'échelle du bassin RMC est présentée au chapitre 4 en développant une méthodologie reposant sur une analyse cartographique multicritères. Cette analyse a été conduite pour les deux types de dispositifs de recharge artificielle majeurs : recharge indirecte par bassin d'infiltration et recharge directe par forage. Deux types de critères ont été considérés : (i) les *critères physiques* traduisent les caractéristiques du sol et du sous-sol favorables (ou non) à chacun des types de dispositifs et (ii)

les critères de contraintes traduisent les éléments d'occupation du sol favorables (ou non). L'existence d'informations hydrogéologiques homogènes et relativement précises grâce au référentiel sur les eaux souterraines BDLisa a permis de proposer une cartographie relativement robuste et fine du critère physique relatif à l'aquifère, à l'échelle des entités hydrogéologiques. Pour des raisons de clarté et du fait de l'hétérogénéité des résolutions des cartes des différents types de critères, les cartes des critères physiques et de contrainte sont présentées séparément et non sous la forme d'une combinaison de critères. De ce fait, les résultats de l'analyse cartographique multicritères sont présentés sous la forme de quatre cartes à l'échelle du bassin RMC.

Une première analyse de la carte de potentialité (critère physique) de la recharge directe montre que certaines masses d'eau souterraine profondes, dont l'état quantitatif nécessite d'être préservé ou amélioré d'après l'état des lieux du SDAGE RMC 2016-2021, apparaissent comme moyennement favorables à favorables comme par exemple les alluvions profondes de la nappe de Dijon-sud (FRDG171), les alluvions profondes de la plaine de la Tille (FRDG387), les calcaires jurassiques sous couverture pied de côte bourguignonne et châlonnaise (FRDG228), les molasses miocènes du Bas-Dauphiné entre les vallées de l'Ozon et de la Drôme (FRDG248 – sur certains secteurs seulement), les molasses miocènes du Comtat (FRDG218 – sur certains secteurs seulement) et les calcaires jurassiques pli-ouest Montpellier (FRDG160, FRDG159 – sur certains secteurs seulement).

Ces cartes constituent une analyse préliminaire à une échelle qui ne permet pas de prendre en compte finement tous les éléments nécessaires à l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle. Elles doivent être utilisées avec prudence dans le seul objectif d'identifier les grands secteurs favorables. La décision d'implanter ou non un dispositif de recharge artificielle doit faire l'objet d'études plus détaillées à l'échelle locale.

Ce type d'analyse détaillée à l'échelle locale fait l'objet de la seconde phase du projet qui consiste à mettre en œuvre une telle analyse sur quelques sites pilotes, en intégrant des éléments de coûts ainsi que la prise en compte de la disponibilité en eau. L'objectif sera d'en déduire un certain nombre de recommandations à destination des gestionnaires pour la mise en œuvre de ce type de solution.

# Sommaire

<b>1 Introduction</b> .....	<b>11</b>
<b>2 La recharge artificielle des aquifères</b> .....	<b>13</b>
2.1 DEFINITION ET ASPECTS TECHNIQUES .....	13
2.1.1 Qu'est-ce que la recharge artificielle ? .....	13
2.1.2 Quand est-il intéressant de mettre en œuvre la RA ?.....	13
2.1.3 Quels avantages de la RA par rapport à d'autres solutions de stockage telles que les retenues collinaires ?.....	17
2.1.4 Quels types d'eau utiliser pour la RA ? .....	18
2.1.5 Quels dispositifs de RA ? .....	20
2.1.6 Quelles conditions hydrogéologiques et opérationnelles de mise en œuvre de la RA ?.....	30
2.2 ASPECTS REGLEMENTAIRES ET INSTITUTIONNELS.....	32
2.2.1 Quelle réglementation s'applique à la RA en France ?.....	32
2.2.2 Quel cadre institutionnel pour la RA ? .....	35
2.2.3 Acceptabilité sociale des projets RA .....	36
2.3 ASPECTS ECONOMIQUES DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE .....	36
2.3.1 Eléments de dimensionnement de la recharge artificielle.....	37
2.3.2 Eléments de coûts de mise en œuvre de la RA .....	38
2.3.3 Exemple de comparaison du coût global entre recharge indirecte et directe	42
2.3.4 Eléments de bénéfices économiques de la RA .....	45
<b>3 Retours d'expérience de recharge artificielle</b> .....	<b>47</b>
3.1 AU NIVEAU EUROPEEN.....	47
3.2 INVENTAIRE DES SITES DE RA DU BASSIN RMC .....	49
3.3 PRESENTATION DE QUELQUES SITES .....	51
3.4 RECAPITULATIF DU RETOUR D'EXPERIENCE .....	55
3.4.1 Types de formations aquifères le plus souvent rechargés.....	55
3.4.2 Paramètres hydrodynamiques .....	55
3.4.3 Eau de recharge utilisée .....	55
3.4.4 Usages de l'eau .....	56
3.4.5 Dispositif de recharge .....	56
3.4.6 Dimensionnement du projet .....	57
3.4.7 Colmatage des dispositifs .....	57
3.4.8 Comment sont initiés les projets de RA en France ?.....	58
3.4.9 Raisons de l'arrêt ou d'abandon de dispositifs de RA .....	60
3.4.10 Aspects réglementaires, sociaux et économiques de la recharge artificielle	60

<b>4</b>	<b>Cartographie de la faisabilité de la recharge artificielle sur le bassin RMC</b>	<b>62</b>
4.1	INTRODUCTION	62
4.2	METHODOLOGIE	62
4.3	DISPOSITIFS DE RECHARGE INDIRECTE	65
4.3.1	Les critères Physiques	65
4.3.2	Les critères de Contrainte	77
4.4	DISPOSITIFS DE RECHARGE DIRECTE	84
4.4.1	Les critères Physiques	84
4.4.2	Les critères de Contrainte	90
4.5	RESULTATS	92
4.5.1	Synthèse de la méthode	92
4.5.2	Cartes de faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin RMC	93
<b>5</b>	<b>Conclusions</b>	<b>98</b>
<b>6</b>	<b>Bibliographie</b>	<b>101</b>

## Liste des figures

Figure 1 :	Comparaison des propriétés des solutions de stockage d'eau en surface (retenue collinaire) avec celles de la recharge artificielle, traduit d'après Dillon et al. 2009. En vert, le code couleur qui montre le type de stockage qui est plutôt favorable ou moins contraignant pour la propriété concernée.	17
Figure 2 :	Schéma présentant une partie des différents types de recharge artificielle dans différents environnements hydrogéologiques (d'après Gale et al., 2002).	21
Figure 3 :	Schéma simplifié de la technique de recharge par bassin d'infiltration (Bouwer, 2002)	22
Figure 4 :	Taux d'infiltration mesurés pour divers projets de recharge indirecte aux Etats-Unis (d'après Detay, 1997)	23
Figure 5 :	Taux d'infiltration mesurés sur divers sites européens de recharge indirecte (d'après Detay, 1997)	24
Figure 6 :	Coupe d'un puits d'infiltration alimenté par un tube perforé au centre du puits à gauche et d'une tranchée drainante alimentée par un canal en surface à droite (Bouwer, 2002).	25
Figure 7 :	Taux d'injection par forages mesurés sur divers sites (Detay, 1997)	26
Figure 8 :	Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise par pompage différée dans le temps (extrait de Wuilleumier et Seguin, 2008).	27
Figure 9 :	Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps et l'espace (Wuilleumier et Seguin, 2008).	28
Figure 10 :	Schéma du procédé de filtration par berge (Schmidt et al., 2003)	29
Figure 11 :	Schématisation proposée par les partenaires du projet DEM'EAU des dispositifs de recharge artificielle identifiés sur la base du catalogue des sites qu'ils ont réalisés à l'échelle de l'Europe (extrait de Hannapel et al. (2014)).	30



Figure 12 : Positionnement des dispositifs de recharge artificielle (MAR) par rapport aux objectifs de surplus de volume d'eau annuel (source : Dillon et al., 2009).....	37
Figure 13 : Exemples de dimensionnement des dispositifs de recharge artificielle au regard des volumes de recharge, sur quelques sites opérationnels .....	38
Figure 14 : Répartition indicative des coûts d'investissement par poste de dépense pour les deux types de dispositifs de recharge artificielle .....	40
Figure 15 : Comparaison des coûts unitaires d'investissement du stockage superficiel et souterrain en Australie (source : Dillon et al., 2009).....	41
Figure 16 : Comparaison des coûts unitaires d'investissement en stockage superficiel et souterrain en Espagne (source : Escalante et al., 2014).....	41
Figure 17 : Comparaison économique du coût des deux familles de dispositifs de recharge à travers 2 exemples de sites majeurs en Espagne et en Israël.....	44
Figure 18 : Valeur économique totale d'une masse d'eau (adapté de Beleman et al, 2004) .....	45
Figure 19 : Exemple d'analyse coûts - bénéfiques de la recharge artificielle pour resorber le déficit en eau souterraine dans la vallée de San Joaquin, Californie (source : Botzman et al, 1999) .....	46
Figure 20 : Répartition des dispositifs de recharge artificielle selon l'usage de l'eau et le type de dispositif, pour les sites de RA recensés en Europe et actifs en 2013 (Sprenger et al., 2017) .....	47
Figure 21 : Types d'eau utilisés pour la recharge, en relation avec l'usage final, pour les sites de RA recensés en Europe et actifs en 2013 (Sprenger et al., 2017) .....	47
Figure 22 : Recensement des sites identifiés sur l'Europe dans le cadre du projet FP7 DEM'EAU (tiré de Sprenger et al. 2017). .....	48
Figure 23 : Propriétés représentatives des aquifères ciblés et paramètres opérationnels pour différents dispositifs européens de recharge artificielle par filtration par berges, infiltration et injection (Sprenger et al., 2017) .....	49
Figure 24 : Emprises des communes ayant ou ayant eu un site ou projet de recharge artificielle (excepté les recharges passives) .....	50
Figure 25 : Répartition des sites de RA répertoriés sur le bassin RMC, selon le type de dispositif, l'objectif et l'usage de la nappe.....	51
Figure 26 : Localisation des sites français décrits dans les fiches synthétiques (Annexe 3).....	52
Figure 27 : Principales caractéristiques des sites faisant l'objet de fiches synthétiques en Annexe 3 .....	53
Figure 28 : Exemple de fiche avec le site de RA d'Hyères les Palmiers (extrait de la fiche 5 de l'annexe 3) .....	54
Figure 29: Types de dispositifs de recharge artificielle indirecte (a) et directe (b) considérés dans l'analyse. ....	63
Figure 30: Propriétés des aquifères généralement retenues comme favorables aux dispositifs de recharge artificielle indirecte. ....	65
Figure 31: Couverture des entités du niveau 2 et 3 sur le bassin RMC.....	66
Figure 32: Présentation des codes utilisés dans la BDLISA en fonction des critères (Sandre, 2015). ....	67
Figure 33 : Mise en relation des codes et valeurs décrivant des critères physiques de la BDLISA retenus, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. La signification des codes est présentée dans la Figure 32 (les codes non indiqués indiquent une absence sur le territoire du bassin RMC).....	70
Figure 34: Recharge Indirecte – Carte du critère physique BDLISA.....	71

Figure 35: Mise en relation des valeurs moyennes de la pente obtenue pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.....	72
Figure 36: Mise en relation des valeurs moyennes et de l'écart-type de l'IDPR obtenus pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. ....	72
Figure 37: Mise en relation des valeurs moyennes de l'épaisseur de la ZNS obtenus pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. ....	73
Figure 38: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques.	74
Figure 39: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique, avec pondération Saaty.....	76
Figure 40: Mise en relation des codes de regroupement de la BD CORINE Land Cover avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. ....	77
Figure 41: Regroupement et codification des types d'occupation du sol dans CORINE Land Cover sur le bassin RMC, vis-à-vis de la possibilité d'y installer un dispositif de recharge indirecte .....	78
Figure 42: Mise en relation des codes de la BD Carto avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. ....	78
Figure 43: Extension des zones soumises au risque d'inondation de la BDCarto (en rouge) et des zones soumises au risque de débordement de nappe (en bleu). ....	79
Figure 44: Carte des zones protégées sur le bassin RMC, sans distinction du niveau de protection. ....	80
Figure 45: Classement du niveau de protection adopté pour les zones protégées sur le bassin RMC .....	81
Figure 46: Mise en relation du regroupement des codes des zones protégées avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. ....	81
Figure 47: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte. ....	82
Figure 48: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique.....	83
Figure 49: Superposition des entités BDLISA d'ordre 1,2, puis 3 le long des cours d'eau du fait des dépôts d'alluvions, pour la caractérisation des aquifères captifs en termes de recharge artificielle.....	84
Figure 50: Mise en relation des codes et valeurs décrivant les différents critères physiques des entités BDLISA pour les 3 premiers ordres, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle directe. ....	85
Figure 51: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques... ..	86
Figure 52: Répartition des entités caractérisées comme étant favorables (code 4) à la recharge artificielle via des dispositifs de recharge directe, en fonction de l'ordre (1, 2 ou 3 ou combinaison des trois), considéré comme favorable. ....	87
Figure 53: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique.....	88
Figure 54: Caractérisation de la faisabilité de la RA directe des entités BDLISA contenues dans les masses d'eau souterraine profondes dont l'état quantitatif doit être préservé ou amélioré. ....	89
Figure 55: Regroupement et codification des types d'occupation du sol dans CORINE Land Cover sur le bassin RMC, vis-à-vis de la possibilité d'y installer un dispositif de recharge directe. ....	90

Figure 56 : Mise en relation des codes des différentes bases de données caractérisant les critères de contrainte avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle directe. ....	90
Figure 57: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contraintes. ....	91
Figure 58: Schéma méthodologique. ....	92
Figure 59: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte, à l'échelle du bassin RMC. ....	94
Figure 60: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte, à l'échelle du bassin RMC. ....	95
Figure 61: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle directe, à l'échelle du bassin RMC. ....	96
Figure 62: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle directe, à l'échelle du bassin RMC. ....	97

## Liste des annexes

Annexe 1 Eléments de coûts de références de quelques postes de dépenses des dispositifs de recharge artificielle.....	106
Annexe 2 Inventaire des sites de RA du bassin RMC .....	112
Annexe 3 Fiches synthétiques de quelques sites de RA .....	119
Annexe 4 Modifications apportées aux cartes de faisabilité de la recharge artificielle à l'échelle du bassin RMC, suite à l'atelier de cartographie du 27 mars 2017 .....	145



# 1 Introduction

Les eaux souterraines représentent une ressource essentielle pour l'économie de nombreux territoires en France. Toutefois du fait des besoins importants à satisfaire pour les différentes catégories d'usage (en particulier l'alimentation en eau potable et l'irrigation agricole en période estivale), certaines masses d'eau se trouvent en situation de déséquilibre structurel. La réponse classique des gestionnaires consiste à définir un volume prélevable, puis à plafonner les prélèvements et rechercher des ressources de substitution (retenues collinaires, transferts interbassin). Une solution complémentaire, encore peu explorée en France, consiste à augmenter artificiellement la recharge de ces masses d'eau. Largement mise en œuvre dans d'autres pays notamment en Australie, Israël, Espagne, la recharge artificielle (RA) présente des avantages techniques (flexibilité), économiques (coût d'investissement inférieur) et environnementaux (moindre consommation d'énergie) qui invitent à en évaluer le potentiel dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

Le Programme de Mesures du SDAGE Rhône – Méditerranée 2016-2021 prévoit, parmi les mesures territorialisées en lien avec son orientation fondamentale n° 7 et visant à « atteindre l'équilibre quantitatif en améliorant le partage de la ressource en eau et en anticipant l'avenir » (Code RES0501), la possibilité de mettre en place des dispositifs de réalimentation artificielle des eaux souterraines.

Le présent rapport s'inscrit dans la première phase du projet d'Etude de la Faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse (projet BRGM – Agence de l'Eau RMC), phase consistant à mettre en évidence l'intérêt de la recharge artificielle à partir d'expériences choisies en France et à l'international et cartographier à l'échelle du bassin RMC les zones potentiellement favorables.

Le chapitre 2 de ce rapport contient une description synthétique de la recharge artificielle des réservoirs aquifères souterrains, en s'intéressant aux usages concernés (AEP, agriculture, industries, restauration ou préservation d'un milieu, *etc.*), aux différents types d'eau pouvant être utilisés pour la recharge (eaux de surface, eaux usées, eaux de dessalement, eaux souterraines de milieux non pollués et/ou non déficitaires), aux dispositifs pouvant être mis en place (recharge directe par forage, indirecte par bassins, fosses ou tranchées, ou par filtration par berges), en prenant en compte les conditions hydrogéologiques et opérationnelles de mise en œuvre de ces dispositifs. Cette partie se réfère largement aux rapports techniques exhaustifs de synthèse produits récemment sur la question et se propose de les compléter pour informer aussi le lecteur sur les aspects réglementaires, institutionnels et économiques.

Dans le chapitre 3, un état des lieux de la recharge artificielle à l'échelle européenne, puis du bassin Rhône Méditerranée Corse est présenté, et une dizaine de sites (7 sites français et 3 à l'étranger) sont décrits sous forme de fiches synthétiques (en Annexe 3) pour illustrer le propos par des cas concrets. Un retour d'expérience est également présenté.

Le chapitre 4 décrit l'analyse cartographique multicritères menée à l'échelle du Bassin de façon à identifier les zones favorables pour un dispositif de recharge artificielle. Les résultats de cette analyse sont présentés sous la forme d'une série de cartes.



## 2 La recharge artificielle des aquifères

### Note :

*Les informations présentées dans ce chapitre reposent en grande partie sur les publications de Detay (1997), Wuilleumier et Seguin (2008) et Casanova et al. (2013), ainsi que sur le Rapport d'Expertise Collective de l'ANSES sur les risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine (ANSES, 2016), auxquels le lecteur se référera pour une description plus détaillée des concepts présentés dans cette note.*

### 2.1 DEFINITION ET ASPECTS TECHNIQUES

#### 2.1.1 Qu'est-ce que la recharge artificielle ?

**La recharge ou la réalimentation artificielle (RA) d'un aquifère consiste à introduire de manière volontaire et maîtrisée, de l'eau dans une nappe pour augmenter sa recharge naturelle, pour une utilisation ultérieure ou un bénéfice environnemental.**

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. En anglais, elle est généralement appelée *Managed Aquifer Recharge* (MAR), dénomination qui, en intégrant le terme *Managed* présente l'avantage de mettre en évidence l'aspect opérationnel de la démarche.

Le volume d'eau supplémentaire apporté aux ressources en eau souterraine existantes peut permettre de répondre principalement aux objectifs suivants:

- Sécuriser l'approvisionnement en eau souterraine pour un usage donné (sous réserve que la réglementation en vigueur l'autorise), notamment dans des conditions de forte variabilité climatique (occurrence de périodes de sécheresse prolongées) ;
- Améliorer l'état qualitatif de la ressource en eau souterraine de l'aquifère qui est rechargé (sous réserve d'utiliser pour cela de l'eau dont la qualité ne compromette pas la réalisation des objectifs environnementaux fixés pour la masse d'eau souterraine rechargée et l'usage visé) ;
- Contrer l'intrusion saline dans un aquifère côtier généralement surexploité en créant une barrière hydraulique l'empêchant de progresser ;
- S'adapter à la probable diminution future de la recharge naturelle en lien avec le changement climatique.

Il convient de remarquer que la recharge artificielle peut être aussi envisagée comme un moyen de retenir l'eau dans le territoire, ainsi que de modérer le risque inondation en mettant en œuvre des dispositifs de ré-infiltration des eaux de pluie.

#### 2.1.2 Quand est-il intéressant de mettre en œuvre la RA ?

La démarche de recharger artificiellement un aquifère ne doit pas être vue comme le seul moyen d'assurer durablement la gestion de la ressource et d'atteindre son « bon état » au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, dans la mesure où elle peut ne pas suffire à compenser un fort degré d'exploitation de la ressource. Elle doit plutôt être envisagée comme une mesure complémentaire à d'autres actions visant à gérer une ressource en eau souterraine de manière

durable, comme l'exploitation par pompage raisonnée et optimisée et les démarches d'amélioration des rendements des réseaux de distribution et d'économie d'eau. Dans cette optique, elle peut permettre de répondre à un ou plusieurs enjeux différents, que l'on décrit de manière synthétique dans ce qui suit.

#### 2.1.2.1 *Pour assurer un stockage d'eau supplémentaire*

D'un point de vue quantitatif et à l'échelle d'une unité de gestion, la recharge artificielle peut être comparée à des actions de création de ressources en eau alternatives comme par exemple le stockage d'eau de surface dans des réservoirs ou des retenues collinaires, le transfert d'eau en provenance d'autres unités de gestion (d'un bassin versant à un autre) ou encore la mise en place de structures de dessalement d'eau de mer.

Ainsi, recharger artificiellement un aquifère peut s'apparenter à du stockage d'eau dans un réservoir naturel en vue d'une utilisation ultérieure (souvent en période déficitaire). Ce type de stockage permet de limiter les pertes par évaporation qui peuvent affecter un stockage d'eau en surface (surtout lorsqu'on injecte directement l'eau dans la nappe). De plus, cette solution au contraire des stockages de surface présente l'avantage d'une emprise au sol limitée en permet d'éviter un certain nombre de désagréments propres aux réservoirs superficiels comme les problèmes de sédimentation dans les barrages-réservoirs, la rupture de continuité des milieux aquatiques, le réchauffement des eaux, le risque de rupture de la retenue, *etc...* Ainsi la constitution de stock en eau souterraine présente l'avantage d'un impact social et environnemental limité (Bouwer, 2002). Au même titre qu'un réservoir de surface et si les conditions de son infiltration et de son stockage sont réunies, la recharge artificielle peut aussi permettre de récupérer et conserver une partie des eaux pluviales et contribuer à limiter le risque inondation (exemples de barrages de sable en cascade construits dans le lit des cours d'eau au Kenya qui permettent à la fois de stocker de la ressource mais aussi de réduire les pics de crue pour les zones situées en aval, Dillon et al. (2014)). De la même manière, un projet de recharge artificielle par puits est développé depuis 2015 en Inde, au Bangladesh, en Birmanie, au Sri Lanka, en Thaïlande et en Chine, dans le but de stocker les eaux de crues dans les aquifères en période de fortes précipitations, permettant ainsi de réduire l'impact de ces crues sur l'environnement et les aménagements, et de pouvoir irriguer en puisant dans les aquifères rechargés en période sèche (périodes où les volumes d'eau puisés pour l'irrigation sont souvent supérieurs aux volumes rechargés par les précipitations) (projet Underground Taming of Floods for Irrigation (UTFI), <http://utfi.iwmi.org/>).

À moyen terme, le changement climatique se traduira probablement sur le bassin RMC par une réduction de la recharge naturellement apportée aux aquifères, du fait notamment de l'augmentation de l'évaporation en lien avec l'augmentation des températures (Caballero et al., 2016). Le recours à la recharge artificielle représente de ce fait une mesure d'adaptation qui pourrait permettre de compenser (au moins en partie) ce déficit, raison pour laquelle le SDAGE RMC envisage la possibilité de la mettre en œuvre lorsque le contexte s'y prête.

#### 2.1.2.2 *Pour restaurer ou maintenir le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine*

La procédure d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine passe par la réalisation du test d'« équilibre prélèvements/ressource » qui consiste à « évaluer la tendance évolutive sur le long terme des niveaux issus de la surveillance quantitative de la masse d'eau », c'est-à-dire les niveaux piézométriques, puis, si la tendance est à la baisse, à faire un bilan des flux au sein de l'aquifère (cf. Annexe IV de la circulaire DEVL1227826C relative à l'application de l'arrêté du 17 décembre 2008 : Guide d'évaluation de l'état quantitatif des masses d'eau souterraine (Septembre 2012)). Si ce dernier s'avère négatif (c'est-à-dire si les flux sortants (prélèvements + eau sortant de l'aquifère) sont supérieurs aux flux entrants (recharge), la masse d'eau est considérée comme étant en mauvais état quantitatif. Au



contraire, l'état quantitatif des eaux souterraines est considéré comme bon quand les volumes d'eau prélevés dans la nappe ne dépassent pas sa capacité de renouvellement et préservent l'alimentation des écosystèmes de surface.

La recharge artificielle apparaît alors comme un moyen pour améliorer ou restaurer le bon état quantitatif d'une masse d'eau souterraine. En effet, l'apport d'eau supplémentaire dans l'aquifère permet d'augmenter le flux entrant et de remonter le niveau piézométrique.

A titre d'exemple, on citera le cas du Burdekin Delta (Queensland, Australie) où, depuis les années 60, la RA a été primordiale pour maintenir les niveaux d'eau, et empêcher une intrusion saline qui se serait sinon produite à cause des pompages pour l'irrigation d'environ 38 000 ha de champs de cannes à sucre (Charlesworth et al. 2002). Le taux de recharge annuel via les bassins d'infiltration y atteint jusqu'à 45 Mm<sup>3</sup>/an (pour un secteur où les précipitations annuelles sont en moyenne de 1032mm, et l'évaporation, de 2062mm).

### 2.1.2.3 *Pour soutenir les débits des cours d'eau durant l'étiage*

Si, comme nous l'avons vu plus haut, la recharge artificielle permet de remonter le niveau piézométrique d'un aquifère, elle peut donc aussi contribuer à augmenter le flux sortant de l'aquifère au niveau de ses exutoires naturels. Lorsque ceux-ci sont en contact avec un cours d'eau, le flux sortant de l'aquifère soutient l'écoulement en période d'étiage. La recharge artificielle peut ainsi permettre de respecter les débits objectifs d'étiage dans le cours d'eau. Plus généralement, ce même processus peut être utilisé pour soutenir le niveau d'un lac ou bien alimenter une zone humide, pendant les périodes sans pluie.

Il convient toutefois de reconnaître que si l'on peut suivre aisément l'apport de la recharge artificielle à la remontée du niveau piézométrique, les conditions nécessaires à une augmentation maîtrisée du flux sortant d'un aquifère sont moins bien connues. Il existe peu de retours d'expériences sur la quantification des apports de la recharge artificielle aux cours d'eau. Une étude et une expérimentation ont toutefois été menées par IdéesEaux à la fin des années 2000 (rapport de fin de projet en 2011) pour le compte du syndicat d'irrigation d'Allex-Montoison (26) dans le but de vérifier la possibilité de réduire l'impact des prélèvements d'irrigation sur la rivière Drôme à l'étiage en organisant une recharge artificielle de la nappe alluviale de la Drôme au niveau de la commune d'Allex. Ces travaux ont permis de quantifier, à partir de tests d'injection par tranchées drainantes et de suivis sur la nappe et le cours d'eau et par le biais d'une modélisation mathématique, quels pourraient être les bénéfices sur l'évolution des échanges entre cette nappe et la rivière Drôme. La recharge artificielle réduit l'entrée d'eau de rivière dans la nappe dans les secteurs où la rivière alimente la nappe, et la nappe rechargée soutient plus durablement la rivière dans les secteurs où cette dernière draine naturellement la nappe. Le déphasage entre l'injection et la restitution s'est cependant avéré trop bref (quelques semaines) pour pouvoir compter sur ce dispositif pour pouvoir recharger la nappe à partir de l'eau du cours d'eau aux périodes où l'eau est abondante et la voir restituer à ce dernier aux périodes où il en manque.

Outre ce type de fonctionnement par gravité et écoulement différé au profit des exutoires gravitaires de l'aquifère, il est également possible de constituer des stocks en sous-sol et de les remobiliser par pompage en décalé pour soutenir artificiellement un cours d'eau. C'est le cas par exemple dans le bassin de l'Oise, où un système de protection contre les inondations et de soutien aux étiages est en place. L'eau de l'Oise est prélevée en période de crue et est distribuée dans une série de bassins d'infiltration après avoir subi un traitement sommaire. Cette eau introduite dans la nappe en augmente ainsi le potentiel et contribue par ailleurs à écrêter les crues, réduisant ainsi le risque d'inondations et les dégâts qu'elles causent. Lors des périodes d'étiage, lorsque les besoins en eau sont plus importants, on récupère ainsi par pompage un volume d'eau équivalent à celui qui avait été introduit artificiellement dans la nappe (Detay, 1997).

#### 2.1.2.4 *Pour restaurer le bon état qualitatif et limiter les effets de la pollution*

L'injection d'une eau de bonne qualité (généralement de l'eau de surface, §2.1.4.1, ou de l'eau de source) peut aussi permettre d'améliorer la qualité d'une eau affectée par une pollution, par dilution du contaminant (ceci est par exemple le cas sur le site de Lavelanet de Comminges en Haute-Garonne, décrit en Annexe 3 fiche 7, où la réalimentation permet de diminuer les teneurs en nitrates et pesticides dans la nappe). Elle peut alors être envisagée comme une action d'amélioration de l'état qualitatif d'une masse d'eau souterraine. L'eau utilisée pour la recharge doit évidemment être de bonne qualité, mais elle bénéficiera en plus d'une épuration supplémentaire lors de sa percolation dans la zone non saturée (Kloppman et Casanova, 2010). Le pouvoir épurateur du sous-sol est ainsi mis à profit sur plusieurs sites de recharge artificielle en France à vocation de production d'eau potable, en reprenant par pompage dans des nappes alluviales, de l'eau de surface qui y est préalablement infiltrée. Les exemples des sites de Verneuil- Vernouillet, Flins-Aubergenville et Croissy-Le Pecq situés le long de la Seine à l'aval de Paris sont intéressants à évoquer (Annexe 3, fiches 2 à 4).

Le pouvoir épurateur du sol est particulièrement mis à contribution lors de l'utilisation de ressources en eau non conventionnelles, telles que les eaux usées traitées (cf. §2.1.4.2), pour recharger des aquifères, ce qui est d'ores et déjà réalisé dans des pays européens soumis à des situations de déficit hydrique important comme l'Espagne, l'Italie ou Chypre, et ce, aussi bien pour de l'eau destinée à la consommation humaine que pour un usage agricole. La zone non saturée traversée agit comme un milieu permettant une géo-épuration, dont l'effet permet d'éliminer par biodégradation un certain nombre des constituants physiques, chimiques et microbiologiques des eaux usées traitées.

Une fois arrivée dans la nappe, l'eau infiltrée peut donc contribuer à améliorer globalement sa qualité par dilution des contaminants. Elle peut aussi simplement constituer une barrière hydraulique permettant de protéger un forage exploité de toute pollution dont l'origine peut être anticipée (cas d'un champ captant dans une nappe alluviale susceptible d'être polluée par une pollution survenant dans le cours d'eau avec lequel la nappe est en contact, cas du site de Crépieux-Charmy, Annexe 3 - fiche 1). La barrière hydraulique créée par l'apport d'eau infiltrée peut aussi être utilisée dans les aquifères situés en situation côtière, pour lutter contre la progression du biseau salé (cas du projet Aquarenova, en Annexe 3 fiche 5, dispositif mis en place à Hyères-les-Palmiers). Cette solution prend toute son importance dans le contexte du changement climatique, susceptible de provoquer une augmentation des besoins en eau, pouvant induire localement, et notamment au niveau de secteurs littoraux fréquentés, une surexploitation des aquifères côtiers concernés, renforçant pour ceux-ci le risque d'intrusion saline.

Cependant, le rapport de l'ANSES (2016) souligne le fait qu'en raison d'une différence de densité des eaux, le recours à la recharge artificielle pour créer une barrière hydraulique destinée à empêcher la progression du biseau salé dans les aquifères côtiers ne s'accompagne pas forcément d'un mélange homogène de l'eau infiltrée avec celle de la nappe. En effet, l'eau douce forme une « poche » de faible densité flottant sur l'eau saumâtre. Par conséquent, les éventuels contaminants retrouvés dans les eaux souterraines après recharge ne résultent pas forcément d'un équilibre proportionnel entre les concentrations dans les eaux utilisées pour la recharge et celles dans les eaux souterraines d'origine. Pour tout nouveau projet il sera par conséquent important de faire en sorte d'assurer une réalimentation à partir d'eau de qualité acceptable.

Il convient de remarquer que les processus de géo-épuration de la zone non saturée peuvent être sollicités essentiellement pour permettre un traitement supplémentaire d'eaux usées traitées. C'est le cas par exemple du site espagnol de Dehesas de Guadix, (Moreno et al., 2008) ou du site de Korba à l'est du Cap Bon en Tunisie (Cary et al., 2013). Dans ces cas-là, l'infiltration de ces eaux n'est pas réalisée dans le but d'une recharge artificielle volontaire des

aquifères concernés, mais répond à la volonté d'un traitement supplémentaire des eaux usées avant leur retour dans le milieu naturel).

#### 2.1.2.5 *Autres intérêts de mettre en œuvre la recharge artificielle*

Comme nous l'avons vu, la recharge artificielle constitue une solution intéressante pour de nombreuses problématiques et un même site de recharge peut répondre à plusieurs problématiques à la fois, par exemple : le programme de recharge artificielle mis en œuvre sur le district de Californie du Sud, région de Los Angeles, consiste à stocker de la ressource pour une utilisation ultérieure, tout en constituant une barrière hydraulique pour bloquer les intrusions salines (WRD, 2016).

Elle peut aussi être mise en œuvre pour faire face aux phénomènes de subsidence et d'affaissement des sols, provoqués par la surexploitation des nappes, en restaurant ou en se rapprochant de la pression initiale dans un aquifère déprimé. Ceci a été mis en œuvre par exemple sur le territoire de la ville de Bangkok où l'exploitation d'eau souterraine trop intensive a provoqué une subsidence des terrains, augmentant ainsi les risques d'inondation (Dillon et al, 2014).

### 2.1.3 Quels avantages de la RA par rapport à d'autres solutions de stockage telles que les retenues collinaires ?

Stocker de l'eau en souterrain plutôt qu'en surface peut avoir, à volumes stockés égaux, de nombreux avantages en comparaison avec un stockage en surface (Figure 1). Un avantage fondamental est que les terrains au-dessus de la zone de stockage restent disponibles pour des usages urbains ou ruraux, particulièrement si l'aquifère visé est captif. Les taux de recharge et de récupération peuvent limiter le volume d'eau qui peut être rechargé ou récupéré et peut nécessiter l'utilisation de plusieurs dispositifs de recharge et de pompage. Les capacités d'épuration des eaux par le sol et sous-sol, particulièrement vis-à-vis des pathogènes, constituent un autre avantage.

Propriétés	Retenue collinaire	Stockage en aquifère
Superficie de terrain requise	Elevé	Très petite
Proximité des zones urbaines	Loin	A l'intérieur
Coûts d'investissements	Elevés	Faibles
Coûts d'études	Elevés	Faibles
Débit de prise et d'approvisionnement en eau	Elevé	Faible
Pertes par évaporation	Modérées	Faibles
Problèmes d'algues toxiques	Modérés	Faibles
Moustiques	Modérés	Faibles
Pertes dans l'aquifère	Aucune	Aucune à élevées
Elimination des pathogènes	Faible	Significative
Potentiel de re-contamination	Modéré	Aucun à modéré
Energie de construction	Elevée	Faible
Energie de fonctionnement	Faible à modérée	Modérée
Milieu naturel nécessaire pour la viabilité	Vallée favorable	Aquifère favorable

Figure 1 : Comparaison des propriétés des solutions de stockage d'eau en surface (retenue collinaire) avec celles de la recharge artificielle, traduit d'après Dillon et al. 2009. En vert, le code couleur qui montre le type de stockage qui est plutôt favorable ou moins contraignant pour la propriété concernée.

## 2.1.4 Quels types d'eau utiliser pour la RA ?

Pour mettre en œuvre un projet de recharge artificielle, il est bien évidemment nécessaire de disposer d'une source d'eau en quantité et qualité suffisantes. Les sources d'eaux de recharge sont généralement de trois types différents :

- Eaux de surface (dont eaux pluviales);
- Eaux usées traitées ;
- Eaux de dessalement.

Dans certains cas, des eaux souterraines provenant d'une nappe voisine peuvent être utilisées (Sprenger et al., 2017).

D'après l'ANSES (2016), les eaux utilisées pour la recharge en France proviennent principalement de cours d'eau (qui bénéficient de la pluviométrie abondante sur le territoire national et d'une qualité relativement bonne), la recharge à partir d'eaux souterraines étant actuellement anecdotique et celle à partir des eaux pluviales inexistante. En termes de qualité des eaux, plus l'eau que l'on veut utiliser pour la recharge est de mauvaise qualité, plus le niveau de traitement qu'il sera nécessaire de mettre en œuvre sera élevé (Dillon et al., 2009). La possibilité de recourir à des eaux résiduaires urbaines prétraitées pour la réalimentation des nappes côtières a ainsi été étudiée de manière fine au moyen d'un pilote de recherche artificiel et hors sol (de type lysimètre) dans le cadre du projet REGAL (Casanova et al., 2008).

### 2.1.4.1 Eaux de surface

Les eaux de surface sont les plus utilisées pour les opérations de recharge artificielle, notamment en Europe et en France (Hannappel et al., 2014). Ce type d'eaux englobe les eaux de rivières ou de fleuves, les eaux de plans d'eau ou de réservoirs artificiels (lacs ou barrages) et la récupération des eaux pluviales. En dehors des cas où l'eau est stockée dans des retenues, il est nécessaire de prendre en compte leur variabilité interannuelle et saisonnière pour les utiliser de manière efficace. En effet, pour limiter l'impact du prélèvement dans les cours d'eau, il est préférable de le réaliser l'hiver et en période de hautes eaux. La connaissance des débits d'écoulement à l'échelle mensuelle est donc nécessaire pour pouvoir estimer correctement le prélèvement admissible d'eau de surface pour la recharge. Sur les territoires pour lesquels les masses d'eau de surface sont en situation de risque de non atteinte du bon état ou doivent le maintenir, il sera probablement nécessaire de prendre en compte l'ensemble des usages, ainsi que les besoins écologiques des cours d'eau, selon une logique de type « Volume Prélevable<sup>1</sup> ». Si les régimes d'écoulement sont de type intermittent et donc sont affectés d'une forte variabilité saisonnière qui peut rendre plus compliquée la gestion du prélèvement, ils n'empêchent pas la mise en œuvre d'actions de recharge artificielle à condition de prélever en période de hautes eaux.

Les propriétés chimiques et biologiques des eaux de surface sont généralement très favorables à la mise en œuvre d'actions de recharge artificielle (quel que soit l'objectif : quantitatif, qualitatif, environnemental) et ne nécessitent qu'une surveillance ou des traitements préalables modérés (à l'exception des eaux de ruissellement qui peuvent parfois présenter des pollutions liées au type de surface sur laquelle elles ruissellent). De plus, la capacité d'épuration naturelle existante notamment sur les sites choisis pour installer des dispositifs de recharge par infiltration depuis la surface, représente un moyen supplémentaire de limiter les risques de pollution. La concentration en Matières En Suspension (MES) est le principal paramètre qui pose problème dans les eaux de recharge dans la mesure où : 1) elles

---

<sup>1</sup> Circulaire du 30 juin 2008, relative à la « résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation ».

peuvent servir de substrat aux micro-organismes, nutriments et contaminants, y compris pathogènes et donc induire un risque sanitaire tout en limitant l'efficacité des traitements mis en œuvre pour le réduire et 2) elles peuvent provoquer le colmatage des dispositifs d'infiltration. De ce point de vue, l'utilisation d'eau stockée dans des lacs ou des retenues présente l'avantage d'être potentiellement peu chargées en MES.

De la même manière que le régime d'écoulement, les caractéristiques chimiques et biologiques de ce type d'eaux peuvent être affectées d'une variabilité importante. Ainsi, l'ANSES (2016) relève que « *la pluviométrie est un facteur déterminant sur la contamination de l'eau par des bactéries d'origine fécale et des pathogènes* » et que « *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 microbiologique des eaux de surface* ». Les nitrates, pesticides, micropolluants organiques et métaux lourds (d'origine naturelle ou anthropique, qui concernent essentiellement le baryum, le zinc, le cuivre, le bore, le nickel, le titane et le vanadium en France) sont les principaux contaminants chimiques qui peuvent être véhiculés par les eaux de surface.

#### 2.1.4.2 *Eaux usées*

D'après l'ANSES (2016), les eaux usées traitées ne sont actuellement pas utilisées pour la recharge artificielle des nappes en France. Ceci s'explique logiquement par le fait que l'article 24 du décret n°94-469 du 3 juin 1994 interdit le recours aux eaux usées pour la recharge artificielle. Par ailleurs, l'annexe n°86 du rapport du Sénat sur la qualité de l'eau et de l'assainissement (sous la direction de Gérard Micquel, mars 2003) ne s'y montre pas favorable.

Casanova et al. (2013) indiquent que d'après l'AFSSET (Association Française de la Sécurité Sanitaire, de l'environnement et du Travail), il existerait en France une quarantaine de projets développés à titre expérimental pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des golfs et les forêts et prairies. Ce type de ressource est produit de manière relativement stable dans le temps, ce qui lui confère un intérêt certain en comparaison des eaux de surface soumises à une forte variabilité saisonnière. En revanche, il s'agit là d'utiliser les eaux usées traitées directement, sans stockage dans le milieu souterrain. Il n'est donc pas question de recharge artificielle *sensu stricto*, mais de réutilisation des eaux usées traitées (REUSE), bien qu'à terme, ces eaux soient susceptibles de s'infiltrer dans les nappes sous-jacentes. L'utilisation des eaux usées traitées pour de la REUSE directe pour l'irrigation des espaces publics et cultures est aujourd'hui encadrée par un arrêté national : l'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.

Le rapport de l'ANSES (2016) stipule que « *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. (...) 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 microorganismes (traitement de désinfection) (...). 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* ».

Les eaux usées sont cependant utilisées pour la recharge artificielle dans d'autres pays, généralement lorsque la ressource en eau douce fait défaut. C'est le cas pour de nombreux sites au Maghreb, en Israël, ainsi qu'en Espagne, tel que le dispositif d'El Prat del Llobregat, à Barcelone, sur l'aquifère du delta de Llobregat, afin de repousser le biseau salé progressant dans les terres (Annexe 3, fiche 10). Dans le cas de ce site précis, l'eau est injectée dans l'aquifère par méthode directe (forages d'injection : ASR) après un traitement poussé (osmose inverse).

#### 2.1.4.3 *Eaux de dessalement*

Initialement réservées aux pays énergétiquement riches, tels que l'Arabie Saoudite, les Emirats Arabes Unis ou Bahreïn qui produisent de l'eau potable à partir de l'eau de mer, les eaux de dessalement sont de plus en plus utilisées dans le Monde grâce à l'amélioration des techniques de dessalement et à la diminution de leur coût de production. Leur utilisation pour la recharge artificielle reste cependant très limitée et essentiellement mise en œuvre pour un besoin de stockage (stockage souterrain pour l'alimentation en eau potable d'Abou Dhabi). Toutefois comme pour les eaux usées traitées, la stabilité de la production de l'eau de dessalement peut constituer un argument favorable à son utilisation pour la recharge artificielle. D'un point de vue chimique, certaines techniques de dessalement peuvent donner à l'eau produite une minéralisation faible, qui peut les rendre, selon les cas, impropres à la consommation. Le recours à la recharge artificielle peut alors présenter l'avantage de la rendre consommable en augmentant sa minéralisation par mélange avec l'eau saumâtre, ce qui permet de valoriser cette dernière tout en réduisant les coûts de dessalement à condition de bien maîtriser le risque d'excès de sel (Casanova et al., 2013).

### 2.1.5 Quels dispositifs de RA ?

Il existe différentes manières d'infiltrer de l'eau de manière volontaire dans un aquifère (Figure 2). L'utilisation d'une méthode ou d'une autre dépend du contexte hydrogéologique, de la qualité des eaux de recharge, des conditions du milieu (zones urbaines vs zones rurales) et des objectifs de l'alimentation artificielle.

La recharge "passive" des aquifères (fuites des canaux, surplus d'eau d'irrigation) n'est pas traitée bien qu'elle joue souvent un rôle significatif dans le soutien des nappes en basses eaux. Cette recharge passive est par exemple importante dans le Bassin RMC (aquifère des cailloutis de la Crau (où elle représente deux tiers de la recharge de la nappe), des alluvions quaternaires du Roussillon, des alluvions de la basse Durance, des alluvions de l'Hérault, etc...).

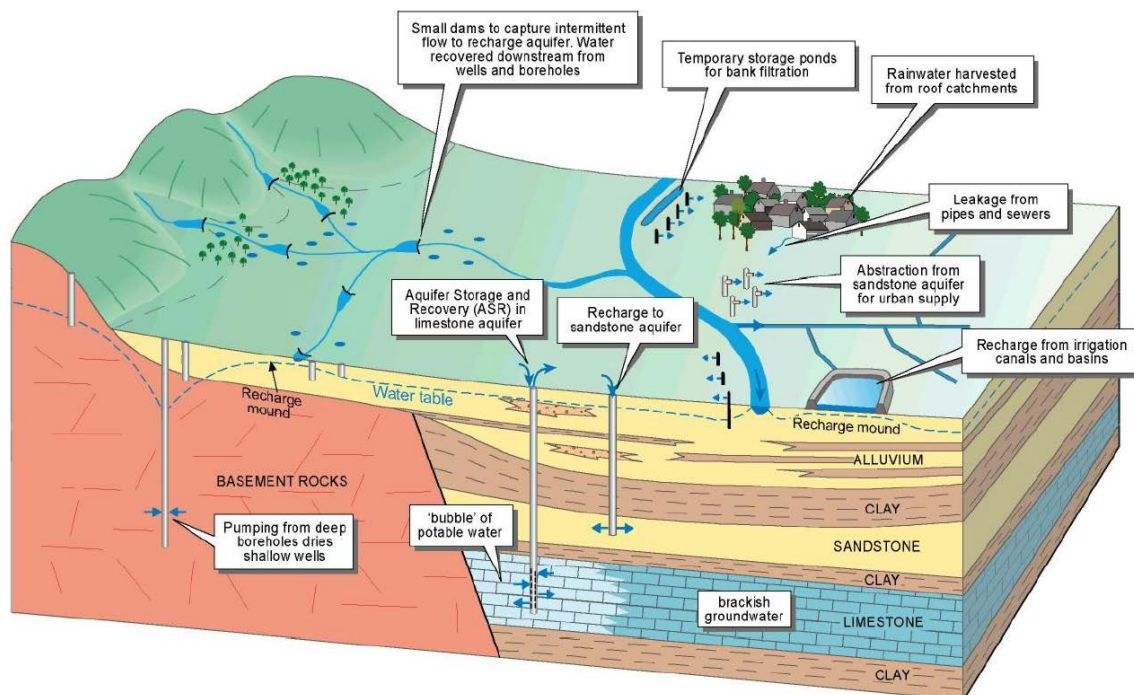


Figure 2 : Schéma présentant une partie des différents types de recharge artificielle dans différents environnements hydrogéologiques (d'après Gale et al., 2002).

Généralement, trois types de méthodes différentes peuvent être employées: les méthodes de recharge indirecte (par bassins, fosses, tranchées, etc...), directe (par forages) et par filtration sur berges.

Si chaque technique a ses avantages et inconvénients, elles peuvent toutes être affectées, en termes de performance, par :

- les processus de colmatage (diminution de la perméabilité sous l'effet de l'accumulation de particules fines dans les pores ou la formation d'agrégats de microorganismes, de biofilms bactériens, la précipitation de minéraux (calcite, gypse, phosphate), le piégeage de gaz néoformés,...),
- le changement des conditions physico-chimiques de la zone non-saturée dû aux alternances de conditions anaérobies et aérobies liées à la saturation provoquée par l'eau de recharge (sauf pour les systèmes d'injection directe qui court-circuitent la zone non-saturée),
- les interactions eau-roche au sein de la zone saturée,
- les mélanges des eaux imparfaits liés à la nature des formations (présence de lentilles de formations de perméabilité hétérogène) ou à celles des fluides (lentille d'eau douce sur l'eau salée) (voir le rapport de l'ANSES (2016), pour une description plus détaillée de ces phénomènes).

#### 2.1.5.1 La recharge indirecte par infiltration

Les techniques de recharge indirecte consistent à faire percoler un volume d'eau depuis la surface jusqu'à la nappe, au travers de la zone non saturée. Généralement utilisée pour recharger une nappe libre située à faible profondeur, elle présente l'avantage de permettre la filtration et l'épuration de l'eau lors de sa percolation. En revanche, c'est une technique qui

nécessite de disposer de surfaces suffisamment grandes et peu pentues pour pouvoir y installer les dispositifs d'infiltration avec la difficulté que puisse intervenir un colmatage du fond des bassins au bout d'une certaine durée, nécessitant un entretien régulier ou le changement des matériaux filtrants disposés au fond. Le caractère épurateur de cette technique (conditions oxydantes dans le sol à travers lequel l'eau s'infiltré) la rend intéressante dans le cas où l'on cherche à injecter des eaux de qualité moyenne (de nombreux sites d'injection d'eaux usées traitées dans le monde utilisent cette technique).

Plusieurs techniques de recharge indirecte peuvent être distinguées, parmi lesquelles les bassins d'infiltration, les tranchées et puits d'infiltration (détaillés ci-dessous) sont les plus couramment utilisées.

Dans certains cas, des barrages ou des digues peuvent être utilisés comme bassins d'infiltration, mais cela augmente la surface disponible pour l'évaporation et la compaction des formations sous le barrage peut limiter l'efficacité de l'infiltration dans le cas des grands ouvrages. De même, les carrières de sable ou de gravier abandonnées peuvent être réutilisées (exemple de Flins-Aubergenville - fiche 3, Annexe 3).

L'épandage de crue ou la sur-irrigation sur les terres agricoles hors période de culture ou pendant les périodes d'irrigation, peuvent également être mises en œuvre pour réaliser de la recharge indirecte. Leur principal avantage est qu'elles sont peu coûteuses et qu'elles ne perturbent pas le milieu naturel. Cependant, elles requièrent une pente faible et peuvent représenter un facteur d'érosion et se charger en contaminants (nitrates, pesticides) par lessivage des sols.

- **Les bassins d'infiltration**

Les bassins d'infiltration constituent la technique de recharge artificielle la plus répandue dans le Monde (Saint-Pé, 1971). Comme son nom l'indique, cette technique utilise des ouvrages de stockage de taille généralement modeste (de l'ordre de 60 m de long pour 3 m de fond), à partir desquels l'eau s'infiltré et percole au travers de la zone non saturée, jusqu'à rejoindre la nappe, généralement située à faible profondeur (Figure 3).

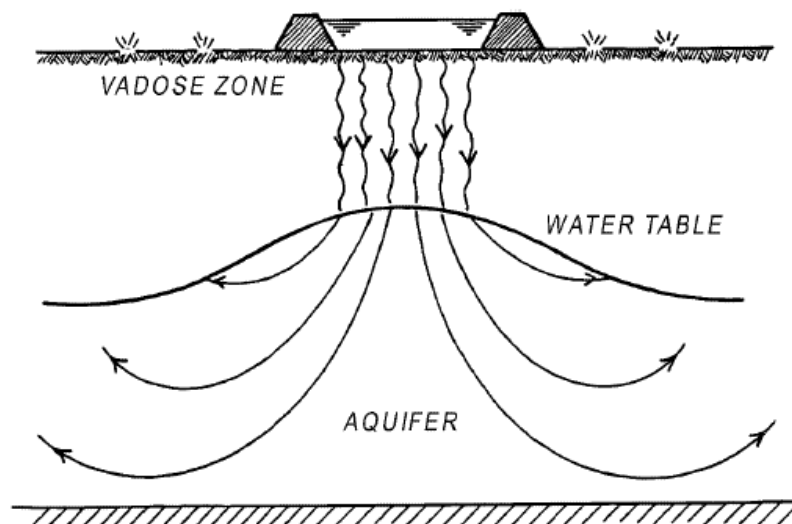


Figure 3 : Schéma simplifié de la technique de recharge par bassin d'infiltration (Bouwer, 2002)

En fonction de la capacité d'infiltration de la zone non saturée au sein de laquelle l'eau percole, ce type de système permettra le stockage d'une quantité conséquente d'eau de recharge (taux d'infiltration élevé) ou bien une géo-épuration importante (taux d'infiltration faible). Cette géo-



épuration peut éventuellement être améliorée par l'implantation de végétaux (roseaux) dans le bassin. Pour améliorer la filtration de l'eau et limiter le colmatage par piégeage des matières en suspension (argiles, limons, algues, microorganismes), une couche de 10 à 50 cm d'épaisseur de sable moyennement grossier est généralement déposée dans le fond du bassin. En cas de colmatage de la couche de sable, elle peut ainsi être raclée puis remplacée. Il est de plus préconisé que l'eau de recharge contienne moins de 1000 ppm de matières en suspension. Pour des raisons d'entretien et d'optimisation de l'infiltration, il est souvent nécessaire de réaliser plusieurs bassins fonctionnant en alternance (Bardeau, 2012). Les ordres de grandeur de taux d'infiltration observés varient entre 0,1 m/j à 5 m/j (Figure 4, Figure 5). D'après Detay (1997), on considère généralement une infiltration moyenne de l'ordre de 1 m/j, mais elle peut aussi être estimée en fonction de la pente naturelle du fond du bassin. La nature du fond du bassin influe aussi sur le taux d'infiltration : dans les bassins à fond nu, le taux d'infiltration est de l'ordre de 0,30 à 1 m/j ; dans les bassins à végétation, il est compris entre 0,20 et 0,60 m/j ; dans les bassins sableux, il atteint 2 à 5m/j. Des études ont mis en évidence une bonne corrélation entre la vitesse d'infiltration et la perméabilité horizontale de l'aquifère (Detay, 1997) :

$$\log V = 0,746 \log K - 1,25$$

Avec :

V : vitesse apparente moyenne d'infiltration ( $10^{-5}$  m/s)

K : perméabilité horizontale de l'aquifère ( $10^{-5}$  m/s)

Localisation du projet	Taux d'infiltration en m/j
Santa Cruz River, Arizona	0,3 – 1,2
Phoenix, Californie	0,3 – 0,9
Los Angeles, Californie	0,7 – 1,9
Madera, Californie	0,3 – 1,2
San Gabriel River, Californie	0,6 – 1,6
San Joaquin Valley, Californie	0,1 – 0,5
Santa Ana River, Californie	0,5 – 2,9
Santa Clara Valley, Californie	0,4 – 2,2
Tulare, Californie	0,1
Ventura, Californie	0,4 – 0,5
Des Moines, Iowa	0,5
Newton, Massachusetts	1,3
East Orange, New-Jersey	0,1
Princeton, New-Jersey	< 0,1
Long Island, New York	0,2 – 0,9
Richland, Washington	2,3

Figure 4 : Taux d'infiltration mesurés pour divers projets de recharge indirecte aux Etats-Unis (d'après Detay, 1997)

Localisation du site d'alimentation artificielle	Taux d'infiltration (en m/j)	Volume moyen infiltré (Mm <sup>3</sup> /an)
Croissy sur Seine (France)	0,5 – 3	50
Flins – Aubergenville (France)	0,15 – 1,5	7
Dortmund, Altendorf, Haltern et Krefeld (Allemagne)	2,4	220
Berlin (Allemagne)	0,4 – 3,9	70
La Haye, Amsterdam et Castricum (Pays-Bas)	0,15 – 5	102
Hardham (Sussex, Angleterre)	0,5 – 2	1
Lulea, Katrineholm (Suède)	0,24 – 15	?
Lettonie	0,7 – 1	?
Kaunas (Lituanie)	0,05 – 2,8	?

Figure 5 : Taux d'infiltration mesurés sur divers sites européens de recharge indirecte (d'après Detay, 1997)

La taille du bassin, qui est très souvent conditionnée par des critères fonciers et économiques, peut être dimensionnée en fonction de la puissance de l'aquifère que l'on souhaite recharger et de la perméabilité horizontale et verticale du terrain considéré (Detay, 1997). Pour un terrain homogène :

$$L = 2P \sqrt{\frac{Kh}{Kv}}$$

Avec :

- L : largeur optimale du bassin (m),
- P : épaisseur (puissance) de l'aquifère (m),
- Kh : coefficient de perméabilité horizontale du milieu,
- Kv : coefficient de perméabilité verticale.

Enfin, Bouwer (2002) signale qu'un taux d'infiltration constant et proche de sa valeur maximale peut être obtenu lorsque la distance entre la nappe et le fond du bassin est au moins de l'ordre du double de la largeur du bassin d'infiltration.

La méthode de recharge indirecte par bassin est particulièrement intéressante pour des secteurs où le prix du foncier est bas et où le sol contient une teneur en silt importante. Logiquement, il convient de veiller à ne pas avoir de végétation ou d'arbres potentiellement consommateurs d'eau à proximité. En climat méditerranéen, elle peut cependant être affectée par une évaporation importante.

Le colmatage qui peut affecter le fond du bassin ou bien la zone non-saturée représente la principale faiblesse de ce type de système. Si la couche de sable placée au fond du bassin ne suffit pas à l'éviter, d'autres opérations peuvent être envisagées pour lutter contre ce phénomène, lorsqu'il est provoqué par les Matières En Suspension :

- Installer un bassin de décantation en amont du système ou mettre en œuvre un traitement mécanique pour enlever les MES ;
- Labourer le fond du bassin régulièrement ;
- Assurer une rotation entre les périodes de recharge et celles de repos où le bassin est gardé à sec ;
- Traiter l'eau par chloration pour éliminer l'activité microbologique.

- **Les tranchées et puits d'infiltration**

Lorsque l'on ne dispose pas de surface suffisante, que les pentes sont trop importantes pour y installer des bassins d'infiltration, ou que la présence de couches de faible épaisseur de formations moins perméables gêne l'écoulement, il est possible d'injecter de l'eau dans des tranchées ou des puits d'infiltration (Figure 6).

La tranchée doit être creusée sur quelques mètres de profondeur et 1 à 2 m de largeur, et remplie de matériaux sablo-graveleux facilitant l'infiltration. Elle doit être couverte pour éviter le développement d'algues et l'intrusion d'animaux. Il est possible de déterminer le taux de recharge prévisible de ce dispositif à partir des dimensions de la tranchée (Detay, 1997) :

$$Q = \frac{0,139(h^2 + h l)}{k}$$

Avec :

Q : taux de recharge ( $m^3/m^2 \cdot j$ ),

h : profondeur de la fosse (m),

l : largeur de la fosse (m),

k : coefficient de perméabilité des terrains (m/s).

Les puits d'infiltration doivent avoir 1 à 2 m de diamètre, sur 10 à 60 m de profondeur. La zone mouillée dans ce type de système est de ce fait plus petite que pour un bassin et les débits d'infiltration y sont généralement moins importants (Gale et al., 2002), même si cela dépend évidemment des dimensions des dispositifs que l'on compare. D'un autre côté, les coûts d'entretien sont moins importants que pour un bassin d'infiltration. Dans les deux cas, l'eau est injectée à l'aide d'un tube perforé ou filtrant dans le centre du puits ou par un canal posé dessus. Le but est d'éviter de faire rentrer de l'air dans le système car il favorise le colmatage.

Il est possible de limiter le colmatage dans les puits par la mise en place d'un pompage et dans les deux systèmes en les laissant périodiquement à sec.

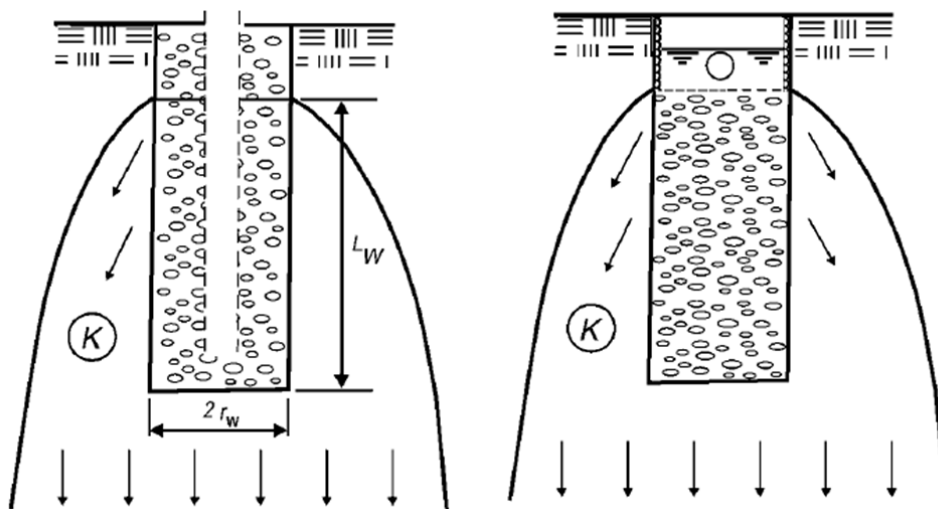


Figure 6 : Coupe d'un puits d'infiltration alimenté par un tube perforé au centre du puits à gauche et d'une tranchée drainante alimentée par un canal en surface à droite (Bouwer, 2002).

### 2.1.5.2 La recharge directe par injection

La recharge directe par injection consiste à injecter de l'eau directement dans la nappe par l'intermédiaire d'un forage pour la stocker. Ce type de technique est essentiellement utilisé pour recharger des nappes captives ou semi-captives (l'injection doit alors se faire sous pression), mais peut aussi être intéressante pour des nappes libres situées à grande profondeur ou lorsque la surface disponible au sol est trop limitée pour mettre en œuvre une technique de recharge indirecte. Les taux d'injection moyens atteignables par le biais de forages d'injection peuvent être élevés (Figure 7).

Localisation du projet	Taux d'injection en m <sup>3</sup> /j
Fresno, Californie (USA)	500 - 2 200
Los Angeles, Californie (USA)	2 900
Manhattan Beach, Californie (USA)	1 000 - 2 400
Orange Cove, Californie (USA)	1 700 - 2 200
San Fernando Valley, Californie (USA)	700
Tulare County, Californie (USA)	300
Orlando, Floride (USA)	500 - 51 000
Mud Lake, Idaho (USA)	500 - 2 400
Jackson County, Michigan (USA)	200
Newark, New-Jersey (USA)	1 500
Long Island, New-York (USA)	500 - 5 400
El Paso, Texas (USA)	5 600
High Plains, Texas (USA)	700 - 2 700
Williamsburg, Kentucky (USA)	700
Palo Alto, Californie (USA)	11 400
Orange County, Californie (USA)	57 000
Dashte Naz (Iran)	17 280
Tokushima (Japon)	600
Menuma (Japon)	4 000
Niigata (Japon)	20 000
Hodogaya (Japon)	840

Figure 7 : Taux d'injection par forages mesurés sur divers sites (Detay, 1997)

Bien sûr, l'eau injectée dans la nappe avec ce type de dispositif, ne bénéficie pas d'une filtration aussi efficace que dans le cas d'une percolation depuis la surface. Cependant, sur le plan physico-chimique, l'oxydation et le développement algal y sont moins importants que pour la recharge indirecte. Par contre, le risque de colmatage est plus important et plus difficile à contrer car il intervient en profondeur dans la nappe au voisinage des forages d'injection (observé sur les ouvrages réalisés dans la nappe alluviale de la Durance, en Annexe 3 fiche 6). De façon générale, il est préconisé que l'eau de recharge contienne moins de 20 ppm de matières en suspension, qu'elle ne contienne pas d'air (l'injection d'eau en chute libre dans le forage injecte des bulles d'air sous pression dans le terrain, qui s'opposent au passage de l'eau comme de véritables grains solides) et que les crépines ne soient jamais dénoyées. Selon Detay (1997), le débit à injecter dans un forage peut être déterminé de manière empirique par le biais de la formule suivante (en admettant que toute la partie du forage située dans l'aquifère soit crépinée) :

$$\log Q = 0,461 \log(K\pi DP) - 0,346$$

Avec :

Q : débit spécifique moyen en injection (en 10<sup>-3</sup> m<sup>3</sup>/s/m)

K : perméabilité horizontale de l'aquifère (en 10<sup>-3</sup> m/s)

D : diamètre du tubage crépiné (en m)

P : profondeur de pénétration dans l'aquifère (en m)

La ressource stockée par ce procédé d'injection peut ensuite être pompée pour alimenter l'usage concerné. On distingue deux dispositifs suivant si l'on utilise le forage d'injection pour le pompage (ASR) ou bien un forage différent (ASTR).

- **Aquifer Storage and Recovery (ASR)**

Le principe de l'ASR consiste à injecter de l'eau par l'intermédiaire d'un puits dans un aquifère ayant une faible diffusivité (rapport transmissivité/coefficient d'emmagasinement) dans le but de la stocker (Figure 8). Les terrains les plus adaptés à ce genre d'installations sont généralement des formations à matériaux grossiers, de nature graveleuse ou sableuse, confinées entre des matériaux moins perméables (argiles, socle), afin de retenir l'eau injectée à proximité du forage (Hatton, 2009). Cette technique permet en théorie d'injecter de l'eau de bonne qualité dans une nappe de moins bonne qualité, puisque la faible diffusivité de l'aquifère limite le déplacement de l'eau et peut créer une « bulle de pureté ». Ce même forage est ensuite utilisé pour récupérer l'eau ainsi stockée. Mais l'eau reprise lors du pompage est un mélange d'eau native et d'eau injectée : seule une partie de l'eau injectée peut être reprise. L'utilisation d'un puits unique limite les coûts d'exploitation. L'alternance de périodes d'injection et de pompage, induisant une inversion du sens de la circulation de l'eau au niveau des crépines et de l'aquifère à leur voisinage, présente aussi l'intérêt de limiter le phénomène de colmatage. L'usage du puits va dépendre de la demande : injection en période de disponibilité de l'eau, pompage en période de forte demande. Plusieurs puits peuvent être réalisés à proximité les uns des autres, afin de créer une seule et même large « bulle de pureté ». Les puits d'injection utilisés pour l'ASR sont très similaires aux puits de pompages classiques (Hatton, 2009).

Cette technique de recharge artificielle a pour inconvénient majeur les problématiques de colmatage (physique, biologique et chimique) qui réduisent considérablement les taux d'injection dans les forages comme cela été observé sur le site de la Durance (Annexe 3, fiche 6).

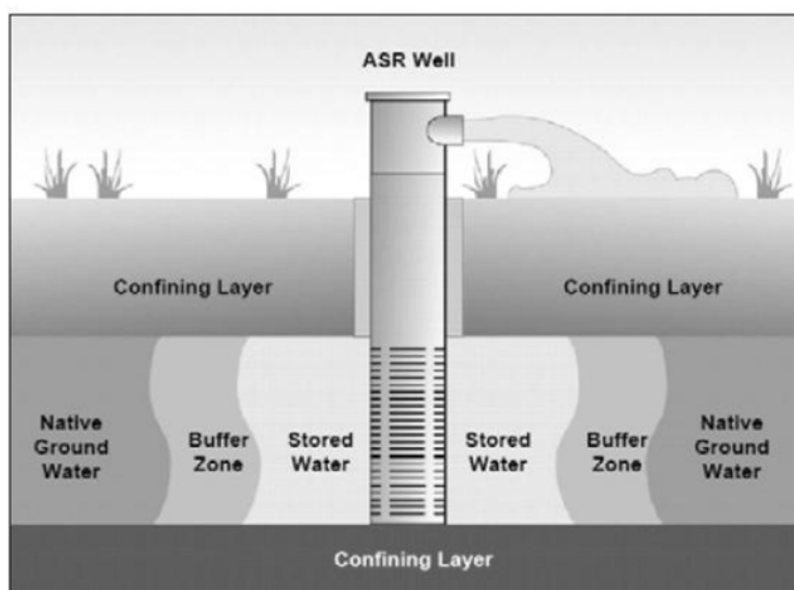


Figure 8 : Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise par pompage différée dans le temps (extrait de Wuilleumier et Seguin, 2008).

- **Aquifer Storage, Transfert and Recovery (ASTR)**

Dans ce type de dispositif, l'eau est injectée au niveau d'un forage, mais elle est récupérée au niveau d'un autre forage situé au minimum à quelques centaines de mètres du forage d'injection (Figure 9). Ce dispositif est souvent employé pour la production d'eau potable, dans la mesure où il intègre un facteur de sécurité supplémentaire lié au temps de séjour de l'eau entre le forage d'injection et celui de récupération. Un exemple de site utilisant ce type de dispositif est celui de Parafield, au niveau de la ville de Salisbury en Australie, injectant de l'eau pluviale urbaine traitée dans le but de diminuer la salinité de l'eau de la nappe de l'aquifère miocène saumâtre des plaines du Nord d'Adélaïde (Annexe 3, fiche 9).

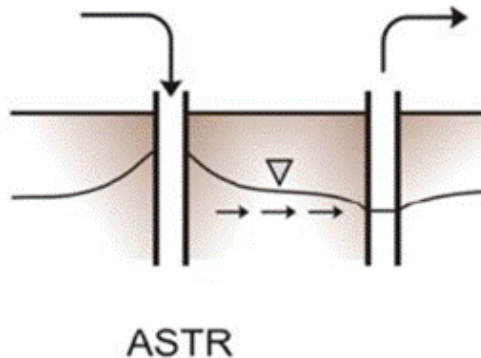


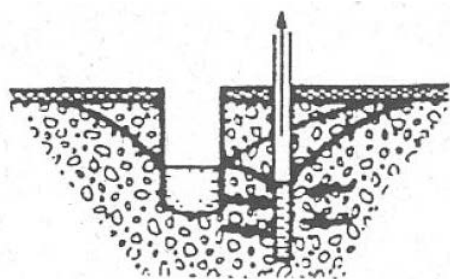
Figure 9 : Schéma simplifié d'une technique d'injection et reprise différée dans le temps et l'espace (Wuilleumier et Seguin, 2008).

#### 2.1.5.3 La filtration par berge

La filtration par berge se pratique essentiellement dans les aquifères alluviaux. Elle consiste à exploiter un ou plusieurs forages à proximité d'un cours d'eau, pour créer une dépression par pompage dans la nappe dans l'environnement du cours d'eau afin d'induire un transfert depuis le cours d'eau et profiter de la filtration horizontale au cours de l'écoulement jusqu'au forage (Figure 10). Ce type de stratégie de pompage confère à ces ouvrages une productivité très importante (1<sup>ère</sup> source d'alimentation en eau souterraine en France d'après le rapport de l'ANSES, 2016 ; ainsi qu'en Europe, d'après Sprenger et al., 2017). Cependant, s'ils sont trop importants, ces débits de pompage peuvent provoquer un colmatage (Bouwer, 2002). L'objectif essentiel de la filtration par berge est donc de profiter en premier lieu d'une ressource accrue du fait de la contribution du cours d'eau à l'alimentation de la nappe alluviale et en second du processus de géo-épuration, sans chercher à stocker la ressource. Dans certains cas, elle n'est pas à considérer comme un procédé de recharge artificielle au sens strict du terme, mais plutôt comme un procédé d'épuration qui pourrait intervenir en préalable à la recharge artificielle, comme par exemple sur le site de Flins-Aubergenville avec le dispositif développé par Suez (fiche 3, Annexe 3). Il est en revanche important de prendre en considération le fait que ce procédé peut également générer des pollutions, causées par la perturbation des équilibres redox dans la zone hyporhéique<sup>2</sup> : sur de nombreuses installations de filtrats de berges en France et en Europe, des contaminations récurrentes en Fer et Manganèse ont été observées, et nécessitent généralement un post-traitement dans le cas d'un usage AEP.

---

<sup>2</sup> Zone hyporhéique : Ensemble des sédiments saturés en eau, situés au-dessous et à côté d'un cours d'eau, contenant une certaine quantité d'eau de surface.



Extraction of natural groundwater  
and bank filtrate

Figure 10 : Schéma du procédé de filtration par berge (Schmidt et al., 2003)

#### 2.1.5.4 Autres dispositifs de recharge artificielle

Il serait réducteur de considérer que les trois types de dispositifs présentés dans ce qui précède soient représentatifs de la diversité que l'on peut recenser dans les actions de recharge artificielle documentées à ce jour.

La grande diversité des dispositifs concerne majoritairement la recharge indirecte. À titre d'exemple peut être cité le site de réalimentation de la nappe du Genevois par le biais du dispositif de Vessy, en Suisse, où l'eau à infiltrer est acheminée via une multitude de tuyaux perforés, enterrés à 2 m de profondeur dans les formations alluviales au-dessus du niveau de la nappe (Annexe 3, fiche 8).

Le projet DEMAU (projet qui se propose de promouvoir les connaissances, pratiques et les outils permettant de traiter la présence de polluants émergents dans les eaux naturelles et les eaux usées - <http://demeau-fp7.eu/>) financé dans le cadre du 7<sup>ème</sup> programme de recherche de l'Union Européenne, propose un catalogue de dispositifs qui combinent parfois plusieurs éléments parmi ceux que nous avons évoqué (Figure 11). La diversité des dispositifs et des combinaisons observées répond à celle des objectifs recherchés, qui ne sont pas tous exclusivement tournés vers la (re)constitution de réserves en eau souterraine, mais intègrent aussi une dimension d'épuration de l'eau.

Ainsi par exemple, la société SUEZ Environnement utilise le procédé appelé « Géofiltration® » sur le site de Verneuil-Vernouillet dans les Yvelines (Annexe 3, fiche 4). Ce principe consiste à recueillir de l'eau de Seine pré-filtrée au travers des berges et du lit et à l'injecter ensuite dans l'étang du Gallardon, de manière faire circuler de l'eau dans au moins deux types de dispositifs de filtration. SUEZ défend avec cette approche le fait de pouvoir cumuler l'intérêt qualitatif des milieux oxydants et réducteurs pour produire une eau de bonne qualité (notamment pour les paramètres turbidité, bactériologie, fer, manganèse, métaux, nitrates et ammonium). Ces combinaisons bénéficient également des capacités de stockage dans les nappes.

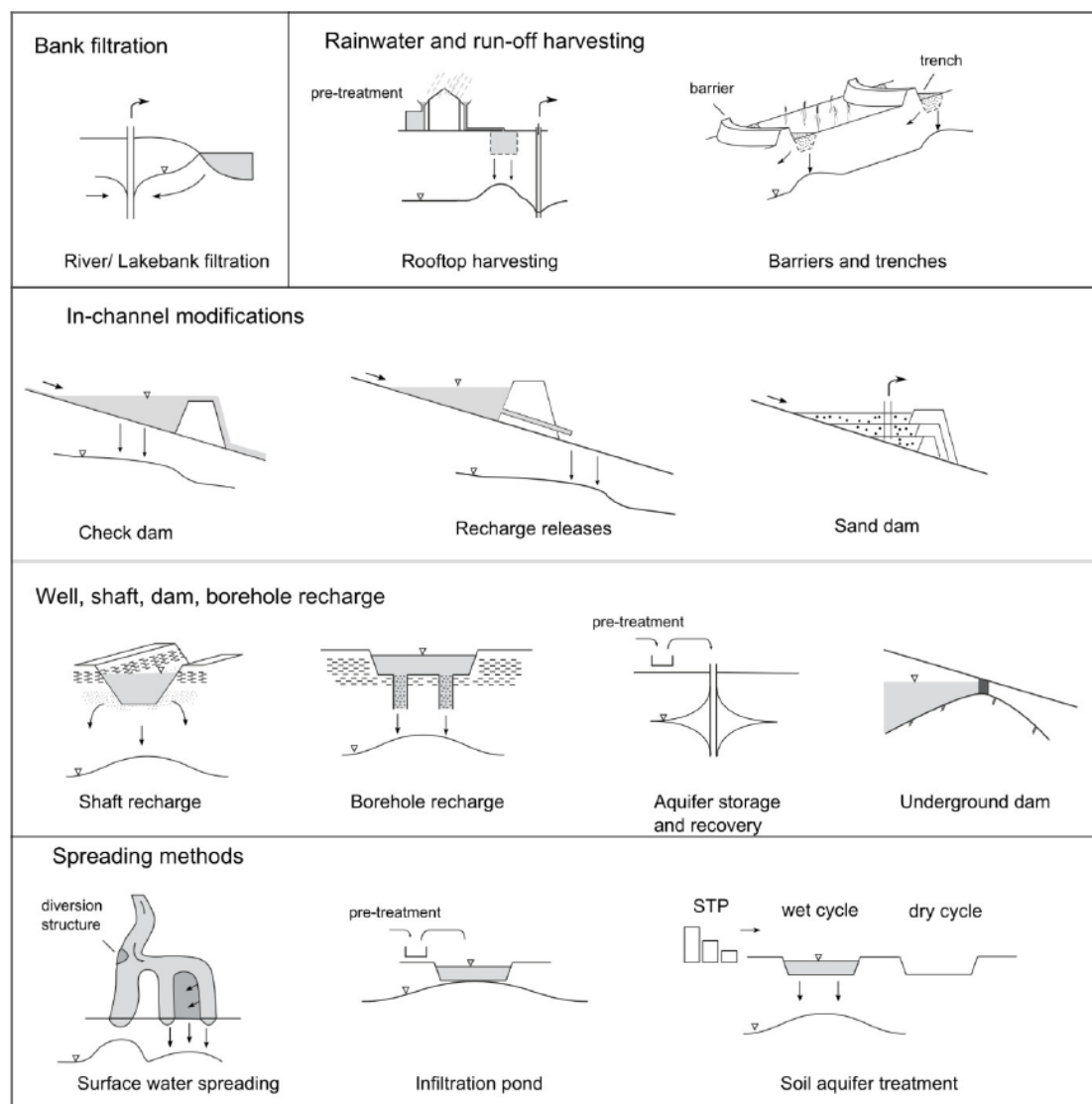


Figure 11 : Schématisation proposée par les partenaires du projet DEM'EAU des dispositifs de recharge artificielle identifiés sur la base du catalogue des sites qu'ils ont réalisés à l'échelle de l'Europe (extrait de Hannapel et al. (2014)).

## 2.1.6 Quelles conditions hydrogéologiques et opérationnelles de mise en œuvre de la RA ?

### 2.1.6.1 Connaissance des caractéristiques de l'aquifère à recharger

Pour mettre en œuvre un dispositif de recharge artificielle, il est nécessaire de disposer d'un aquifère dont la porosité permet de stocker un volume d'eau qui soit intéressant pour l'usage que l'on cherche à alimenter. Les autres paramètres hydrodynamiques qui ont de l'importance pour concevoir un projet de recharge artificielle sont l'épaisseur et la perméabilité de la zone non saturée, la perméabilité de l'aquifère et sa diffusivité (transmissivité / emmagasinement).

Dans le cas d'un site bien contraint, pour lequel les critères définis ci-dessus sont connus spatialement, il est alors possible de réaliser une modélisation hydrodynamique permettant de réfléchir à la faisabilité de la mise en place d'un dispositif de recharge artificielle, en appréhendant la réaction du milieu à cette recharge (notamment en terme d'évolution des niveaux piézométriques), et par optimisation du dimensionnement et de la localisation de ce dispositif.



- Il convient que l'**épaisseur de la zone non saturée** ne soit pas trop importante (< 50 m) pour que le bénéfice de l'infiltration soit maximal (c'est-à-dire pour éviter qu'une part trop importante de l'eau de recharge ne reste dans la zone non-saturée et soit perdue), mais, dans le cas de recharge indirecte, elle doit être suffisante si on souhaite pouvoir bénéficier d'une autoépuration de l'eau satisfaisante (> 3 à 5 m) (Detay, 1997).

- La **perméabilité de la zone non saturée** contrôle à la fois la vitesse d'infiltration de l'eau et une partie de la capacité de géo-épuration du milieu. Des perméabilités de l'ordre de  $10^{-4}$  à  $10^{-5}$  m/s permettent l'infiltration de quelques mètres d'eau par jour, tout en permettant une épuration intéressante. Le type de formation intervient également dans les processus géochimiques participant à la géo-épuration (adsorption, oxydation, minéralisation, dégradation microbienne, ...).

- Dans le cas d'un dispositif de recharge indirecte ou de filtration par berge, il faut que la **perméabilité de l'aquifère** soit suffisante pour qu'il puisse se constituer un stock utilisable en différé et pour permettre à l'eau de s'écouler vers le point de récupération. Cependant, il ne faut pas non plus qu'elle soit trop élevée pour que l'on puisse stocker une partie de l'eau injectée sans qu'elle ne s'écoule trop rapidement vers les exutoires naturels de la nappe rechargée et que la géo-épuration soit efficace. Un aquifère présentant une perméabilité anisotrope, c'est-à-dire avec une composante verticale élevée pour faciliter l'infiltration et une composante horizontale modérée pour retenir l'eau de recharge, est la situation la plus favorable mais néanmoins peu courante dans la nature. Dans le cas d'un dispositif de recharge directe, il faut que la perméabilité de l'aquifère soit suffisante pour permettre une injection aisée. La profondeur de la zone non saturée n'impacte que la profondeur que doivent atteindre les forages pour ce type de dispositif. La perméabilité des aquifères rechargés est un paramètre important quel que soit le dispositif considéré. Hannapel et al. (2014) rapportent des valeurs majoritairement comprises entre  $10^{-2}$  et  $10^{-4}$  m/s sur les sites de recharge recensés en Europe. Le processus de colmatage a pour principale conséquence de réduire la perméabilité des formations rechargées au cours de la durée de vie du site. Hannapel et al. (2014) notent que Diaz-Murillo et al. (2002) rapportent par exemple une diminution d'un ordre de grandeur de la perméabilité des formations rechargées par des bassins d'infiltration sur le site de la rivière Oja en Espagne, où le taux d'infiltration dans les bassins est passé de plus de 10 m/jour à moins de 1 m/j en quatre ans.

- Le **coefficient d'emménagement** contrôle la capacité de l'aquifère à stocker une plus ou moins grande quantité d'eau de recharge. Cependant et quel que soit le dispositif, la **diffusivité** (rapport de la transmissivité (perméabilité rapportée à la section d'écoulement) à l'emménagement) de l'aquifère ne doit pas être trop élevée pour que le stockage dans la nappe soit efficace. En effet, un écoulement trop rapide de la nappe ne permettra pas de garder l'eau rechargée dans le périmètre du dispositif mis en œuvre suffisamment longtemps pour permettre son utilisation différée.

L'écrasante majorité des sites recensés en Europe dans le cadre du projet DEM'EAU (cf. § 2.1.5.4) et par Sprenger et al. (2017) concernent des **formations de type alluvial ou sédimentaires non consolidées** (formations sablo-argileuses ou gréseuses). Une très faible part concerne les formations calcaires, mais aucune les formations karstifiées, ni les formations fissurées (socle). Pour les systèmes karstiques, ceci s'explique par la quasi-absence de capacité de géo-épuration, par leur comportement hydraulique complexe et par leur généralement trop forte diffusivité comparée à celle des aquifères de type poreux. En revanche, ces formations peuvent présenter des capacités de stockage très intéressantes, qui peuvent dans certaines situations être exploitées suivant des stratégies spécifiquement conçues pour ce type d'aquifère (dite gestion active, Avias (1995)). Les formations de socle présentent généralement une faible capacité de géo-épuration, une capacité de stockage limitée et une perméabilité trop hétérogène, qui ne facilitent ni l'injection, ni la récupération de l'eau stockée. Ils peuvent cependant être intéressants localement. Dans le but de mieux

appréhender les possibilités de réaliser de la recharge artificielle en aquifère de socle et d'améliorer la gestion des ressources en eau en Inde, le projet Indo-Européen Saph Pani a permis d'étudier, sur 7 sites différents, les performances de dispositifs de filtration par berges et bassins d'infiltration (Wintgens et al., 2016).

La majorité des aquifères concernés par des dispositifs de recharge artificielle sont **libres ou semi-captifs**, dans la mesure où les dispositifs les plus répandus dans le Monde sont ceux de **recharge indirecte** par bassins d'infiltration, impliquant qu'il existe une bonne connexion hydraulique entre la surface et la nappe. À l'inverse, les dispositifs de **recharge directe** concernent souvent des aquifères **captifs** (Hannappel et al. 2014).

#### 2.1.6.2 *Autres critères à prendre en considération*

La connaissance des caractéristiques du système aquifère à recharger permettent une évaluation des capacités de stockage et de transfert de l'eau rechargée. Il convient également de prendre en considération différents critères concernant l'eau utilisée pour la recharge : sa qualité, sa disponibilité, et les différents usages qui en dépendent. Ces 2 dernières informations, couplées aux caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère visé, permettent d'adapter la période et la durée de la recharge et d'optimiser le volume à recharger, dans le but de réduire l'impact sur le milieu d'où l'eau est prélevée et d'éviter tout conflit d'usage.

## 2.2 ASPECTS REGLEMENTAIRES ET INSTITUTIONNELS

### 2.2.1 Quelle réglementation s'applique à la RA en France ?

En France, il n'existe pas de réglementation spécifique à la recharge artificielle. C'est d'abord les dispositions générales du code de l'environnement qui s'appliquent (études d'impact). Elles sont complétées par les dispositions de la loi sur l'eau.

#### 2.2.1.1 *Etudes d'impact (code de l'environnement)*

Les projets de recharge artificielle sont soumis 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 une **étude d'impact** conformément à l'annexe à l'article R.122-2 du code de l'environnement. Le contenu général d'un dossier d'autorisation est précisé par l'article R. 214-6 du code de l'environnement.

Suite à l'entrée en vigueur du décret n° 2016-1110 du 11 août 2016 relatif à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, les projets visés par la nomenclature des études d'impact et soumis à autorisation de la « loi sur l'eau », le CGDD a explicité la lecture de la nouvelle nomenclature annexée à l'article R.122-2 du code de l'environnement (CGDD, 2017). Cette lecture privilégie des études d'impact au cas par cas et définit des **seuils** pour lesquels les projets de la rubrique « eau » sont soumis aux études d'impacts de façon systématique, selon le type de projets.

Dans le cas de la sous-rubrique sur les dispositifs de captage et de recharge artificielle (telles que définies à l'article 2.2 de la directive 2000/60/CE), ces seuils s'appuient sur les rubriques 1.1.2.0, 1.3.1.0 et 3.3.2.0 de la nomenclature de la loi sur l'eau définie à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. La lecture du CGDD de l'annexe de l'article R.122-2 du code de l'environnement est la suivante :

- *Projets soumis à une évaluation environnementale (étude d'impact systématique) :*

Les projets concernés sont les dispositifs de captage ou de recharge artificielle des eaux souterraines lorsque le volume annuel d'eaux à capter ou à recharger est **supérieur ou égal 10 Mm<sup>3</sup>/an**.

- *Projets soumis à examen au cas par cas :*
  - a) Dispositifs de recharge artificielle des eaux souterraines (non mentionnés dans la colonne précédente) ;
  - b) Dispositifs de captage des eaux souterraines, lorsque le volume annuel prélevé est inférieur à 10 Mm<sup>3</sup>/an et supérieur ou égal à 200 000 m<sup>3</sup>, excepté en zone où des mesures permanentes de répartition quantitative instituées ont prévu l'abaissement des seuils (zone ZRE) ;
  - c) Dispositifs de captage des eaux souterraines en nappe d'accompagnement :
    - d'une capacité totale maximale supérieure ou égale à 1 000 m<sup>3</sup>/h ou à 5 % du débit du cours d'eau ou, à défaut, du débit global d'alimentation du canal ou du plan d'eau ;
    - lorsque le débit du cours d'eau en période d'étiage résulte, pour plus de moitié, d'une réalimentation artificielle. Toutefois, en ce qui concerne la Seine, la Loire, la Marne et l'Yonne, le seuil à utiliser est une capacité de prélèvement supérieure à 80 m<sup>3</sup>/heure.
  - d) Dispositifs de captage des eaux souterraines en zone où des mesures permanentes de répartition quantitative instituées ont prévu l'abaissement des seuils, lorsque la capacité totale est supérieure ou égale à 8 m<sup>3</sup>/h.

#### 2.2.1.2 *Dispositions réglementaires complémentaires (loi sur l'eau)*

Le décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements, applicable pour toute demande d'autorisation, précise que les études d'impact doivent également appréhender le volet qualité des eaux en se référant aux textes en vigueur (loi sur l'eau). Il précise notamment 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* ».

Les projets de recharge artificielle doivent également être compatibles avec les dispositions de la loi sur l'eau relatives à la préservation de la ressource et à la prévention ou limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines :

- L'eau utilisée pour la recharge 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. Les contrôles sont périodiquement revus et, le cas échéant, mis à jour.
- Le rejet ponctuel dans une nappe (par infiltration ou par injection) d'eau industrielle issue d'une ICPE (Installation Classée pour la Protection de l'Environnement) qui relève du régime d'autorisation, sera admis ou refusé par arrêté préfectoral. Par contre, le rejet est interdit si l'ICPE relève du régime déclaratif (article 5.6 de l'arrêté ministériel de prescriptions du 9/08/2007).

Plus généralement, les masses d'eau souterraine rechargées ou augmentées doivent rester conformes aux réglementations relatives à la qualité des eaux souterraines issues des directives européennes 2000/60/CE (DCE) et 2006/118/CE, qui visent à protéger les eaux souterraines de tout type de pollution ou de détérioration. En droit français, cette dernière directive est transposée par : (i) l'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 et (ii) l'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.

Par ailleurs, les eaux souterraines issues des opérations de recharge artificielle doivent respecter les textes réglementaires relatifs aux exigences de qualité pour certains types d'usages, actuellement en vigueur en France :

- Eaux souterraines destinées à la **consommation humaine** : application de 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.<sup>3</sup> Ce dernier inclut également les dispositions pour l'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine.
- Eaux souterraines destinées à **l'irrigation** : de façon générale, la réglementation française n'impose pas de qualité d'eau spécifique à l'usage « irrigation ». Des exceptions existent cependant, par exemple pour l'irrigation de cultures maraîchères immergées. L'irrigation des cultures maraîchères immergées peut-être réglementée dans le cadre du Règlement Sanitaire Départemental (RSD). Dans certains départements, le RSD stipule que cette dernière ne peut être réalisée que si cela remplit des conditions de salubrité clairement établies sur la base des analyses de l'eau<sup>4</sup>. La réutilisation d'eaux usées traitées en irrigation est autorisée depuis 2010 en France. Les prescriptions sanitaires sont fixées par l'arrêté du 25 juin 2014 modifiant et complétant 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.<sup>5</sup>
- Eaux souterraines destinées à « **l'environnement** » (ex. barrière hydraulique de protection contre l'intrusion saline ou un panache de pollution accidentelle) : auxquelles s'appliquent notamment les arrêtés du 2 juillet 2012 et du 23 juillet 2012 cités précédemment (i et ii).

Enfin, il convient de noter à ce titre la position de l'ANSES (2016) dans le cadre de son auto-saisine en 2012 sur la question des risques sanitaires liés à la recharge artificielle des nappes souterraines. Ainsi l'ANSES recommande notamment que la « *recharge artificielle n'altère pas la qualité de l'eau de la nappe souterraine rechargée ni impose des traitements supplémentaires par rapport à une eau non rechargée destinée à la même utilisation et que l'eau de recharge soit de qualité équivalente ou supérieure à l'eau souterraine* ». Cette position n'a, pour l'instant, pas de caractère réglementaire, mais elle peut représenter une contrainte importante pour la mise en œuvre d'un dispositif de recharge artificielle en particulier pour un usage AEP (ANSES, 2016).

En conclusion du volet juridique, il est rappelé que la constitution du dossier d'autorisation du projet de recharge peut représenter une part non négligeable des études de faisabilité préalables, lorsque l'on cherche à mettre en œuvre un projet de recharge artificielle. C'est particulièrement le cas pour les gros projets de recharge artificielle (> 10 Mm<sup>3</sup>/an), qui sont soumis à une évaluation environnementale au titre l'article R.122-2 du code de l'environnement.

---

<sup>3</sup> Elles ont été établies en application de la réglementation européenne directive 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

<sup>4</sup> Exemple du RSD de la Loire : [http://www.loire.gouv.fr/IMG/pdf/RSD\\_LOIRE\\_070331.pdf](http://www.loire.gouv.fr/IMG/pdf/RSD_LOIRE_070331.pdf)

<sup>5</sup> L'arrêté du 2 août 2010 modifié 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. La RA de nappe par des eaux usées traitées n'était pas encore abordée. Elle a fait l'objet de recommandations par l'Anses (2016).

## 2.2.2 Quel cadre institutionnel pour la RA ?

Le cadre institutionnel d'un projet de recharge artificielle est déterminé par le contexte local ou régional de la gestion de l'eau. Il est ainsi rattaché aux instruments de planification et gestion de l'eau existants (SDAGE, SAGE, contrat de nappe, ...) sur le territoire considéré.

Comme nous l'avons vu en introduction, le Programme de Mesures du SDAGE RMC 2016-2021 recommande d'étudier la mise en place de dispositifs de réalimentation artificielle des eaux souterraines lorsque cela est opportun. Il est également spécifié dans le SDAGE que la mise en œuvre de cette mesure implique l'ensemble des services de l'État et de ses établissements publics, notamment l'Agence de l'Eau et l'Agence Française pour la Biodiversité, ainsi que des acteurs concernés par la gestion et l'utilisation de l'eau dans leur politique sectorielle : les collectivités territoriales, les structures de gestion porteuses de démarches locales (SAGE, contrats de milieux) et les acteurs privés du bassin RMC.

Dans ce cadre, un projet de recharge artificielle impliquera plusieurs acteurs, dont le nombre dépend de sa finalité (objectif d'usage de l'eau). Les principaux acteurs peuvent ainsi être :

- **Le maître d'ouvrage** : c'est l'initiateur du projet, puis le propriétaire/gestionnaire du dispositif de recharge artificielle. Il peut s'agir d'une personne publique (collectivités locales, syndicat mixte, conseils général/régional, ...) ou privée (producteur d'eau, exploitant, compagnie d'aménagement, industriels, ASA, syndicats d'irrigants, agriculteurs, ...). Il est le premier responsable du bon fonctionnement du dispositif de recharge artificielle ;
- **Le maître d'œuvre** : par sa compétence technique sur les eaux souterraines, il assiste le maître d'ouvrage lors de la conception et la réalisation du projet de recharge artificielle. En général, les travaux sont réalisés par des entreprises spécialisées (exemple : entreprise de forage ou de génie civil et d'équipements) ;
- **L'exploitant** : si différent du maître d'ouvrage, il est chargé par ce dernier de faire fonctionner, d'entretenir et surveiller le dispositif de recharge artificielle ;
- **Le préfet (Etat)** : il délivre les arrêtés d'autorisation pour les projets de recharge artificielle ou les interdit sur proposition de l'ARS. Ceci peut par exemple arriver en cas de dépassement de normes de qualité des eaux pour des usages destinés à la consommation humaine ;
- **ARS (Agence déconcentrée de l'état)** : en charge de l'application de la réglementation en matière de santé. Elle coordonne le contrôle et la surveillance de la qualité de l'eau issue des dispositifs de recharge ;
- **Agence de l'eau** : définit la politique globale à l'échelle du district et peut apporter des aides financières au maître d'ouvrage pour la réalisation du projet de recharge artificielle. **Le système de redevances (paiement ou exonération) varie d'un bassin à l'autre.** Dans le cas du bassin Rhône Méditerranée Corse, de manière générale, pour les dispositifs mis en place afin de réduire l'impact des prélèvements en période de déficit sur les milieux, les eaux prélevées dans le but de recharger la nappe doivent être exemptées de redevance.

A ces parties prenantes peuvent s'ajouter les associations d'usagers de l'eau souterraine concernée par la recharge (ex. Association des irrigants) et/ou de structures associatives environnementales.

Il est important de retenir que l'aspect institutionnel et le degré d'implication des parties prenantes d'un projet de recharge est souvent déterminant pour la mise en place effective du projet, et ne peut pas être négligé.

### 2.2.3 Acceptabilité sociale des projets RA

Outre le volet réglementaire et le pilotage institutionnel d'un projet de recharge artificielle, l'acceptabilité sociale du projet peut être également un volet primordial dans la réussite du projet. Dans certain cas, une opposition des usagers de la nappe ou de structures associatives environnementales peut se mettre en place contre le projet aux motifs qu'il risque d'impacter l'environnement et les hydro-systèmes naturels, et de mettre en péril la qualité des eaux de la nappe visée par la recharge. Ce volet, loin des moindres, est à considérer avec la plus grande prudence et il convient d'assurer une parfaite transparence et communication le plus en amont possible dans la réalisation du projet. Il est à noter que cette acceptabilité sociale peut être plus aisée à obtenir pour un dispositif de recharge artificielle que pour un dispositif de stockage d'eau en surface.

L'acceptabilité sociale est définie de manière générique comme le degré d'acceptation par les parties prenantes et/ou du public, au sens large, des changements provoqués par un nouveau projet et/ou une nouvelle technologie (notion de résistance au changement). Elle est clairement distinguée de l'acceptabilité pratique (utilité et utilisabilité du projet) et peut concerner à la fois les parties prenantes du projet de RA (cf. section 2.2.2) et les acteurs non directement impactés par le projet (non usagers de la nappe). Le volet social est souvent en lien avec des considérations d'ordre institutionnelles ou politiques. Ainsi, derrière l'acceptabilité sociale peut se cacher des préoccupations diverses d'ordre politique, institutionnel ou même technique liées à l'usage de l'eau issue du projet de RA (Bouzit et al., 2014).

Pour lever ce verrou, le développement du projet doit inclure un volet d'étude « social » qui doit être menée le plus en amont possible des études de faisabilité technique et économique. Elle peut se décliner, par exemple, sous forme de consultation des parties prenantes, c.à.d. les représentants des acteurs concernés par le projet de RA (service de l'état, autorité locale, décideurs clés, usagers potentiels, associations, ...).

Cette consultation sociale peut avoir plusieurs objectifs : (i) Informer les parties prenantes sur les enjeux et contraintes relatives à la surexploitation et/ou dégradation de la qualité des eaux de la nappe à court terme et à plus long terme, des solutions envisagées et de leurs impacts éventuels en terme de disponibilités de la ressource et des modifications des coûts ; (ii) Impliquer les parties prenantes dans le projet de RA et identifier les spécificités éventuelles des controverses autour du projet ; (iii) Evaluer la disposition des usagers à participer aux coûts inhérents au projet ; (v) Connaître les principales contraintes à l'adoption du projet en fonction des usagers et de la nature des usages.

En pratique, la consultation pourrait être réalisée sous forme de questionnaire et/ou de groupes de discussions (ex. : enquêtes d'utilité publique) avec des personnes représentatives des différentes catégories d'acteurs du territoire de l'étude. Des experts scientifiques peuvent également être invités pour approfondir le sujet et apporter des éléments d'information complémentaires.

## 2.3 ASPECTS ECONOMIQUES DE LA RECHARGE ARTIFICIELLE

La faisabilité économique<sup>6</sup> d'un projet de recharge artificielle consiste à évaluer, sous forme de ratio, les coûts et les résultats du projet, en le comparant à d'autres solutions alternatives de la mobilisation de la ressource en eau (ex. stockage superficiel de l'eau, tel que les barrages

---

<sup>6</sup> A distinguer de l'analyse financière de projet qui se place du point de vue de l'intérêt « privé » du financeur du projet. Les critères d'évaluation financière sont généralement : la valeur actuelle nette (VAN), le taux de rentabilité interne (TRI) et le temps de retour sur l'investissement (TdR).

et les retenues). Dans ce cadre, les principales méthodes de l'évaluation économique de projet sont :

- **L'analyse coût efficacité (ACE)** : elle cherche à déterminer le projet qui dégagera une efficacité maximale pour un coût donné, ou lorsque l'on cherche à atteindre un objectif physique donné, au moindre coût. L'efficacité est mesurée par le volume d'eau effectivement stocké et le ratio C/E est exprimé en euros par mètre cube d'eau rechargée ;
- **L'analyse coût bénéfice (ACB)** : elle vise à déterminer si un projet dégage un bénéfice net pour la collectivité. Elle se distingue de l'ACE en ce qu'elle implique que tous les bénéfices évalués soient valorisés en termes monétaires. Cependant, la valorisation monétaire des résultats d'un projet pose de nombreux problèmes, surtout s'agissant des bénéfices non marchands (ex. : bénéfices environnementaux ou sanitaires).

### 2.3.1 Eléments de dimensionnement de la recharge artificielle

L'évaluation économique d'un dispositif de recharge artificielle repose principalement sur son dimensionnement en terme de volume d'eau rechargée, c.à.d., le surplus d'eau stockée dans la nappe. Ce dernier est fixé au regard des objectifs visés par le projet de recharge artificielle (augmentation de l'offre en eau pour satisfaire les usages, réduction de la baisse du niveau de nappe, amélioration de la fonction de soutien des débits de cours d'eau d'alimentation de zones humides, dilution et remédiation de la pollution la nappe, etc.). Selon Dillon et al. (2009), les dispositifs de recharge artificielle peuvent être économiquement efficaces pour des objectifs de surplus de volume d'eau compris entre 0,05 Mm<sup>3</sup>/an (ex. : petit projet en milieu rural) et 20 Mm<sup>3</sup>/an (ex. : gros projet industriel). Au-delà d'un objectif de 20 Mm<sup>3</sup>/an, plusieurs sites de recharge artificielle seront nécessaires (Figure 12).

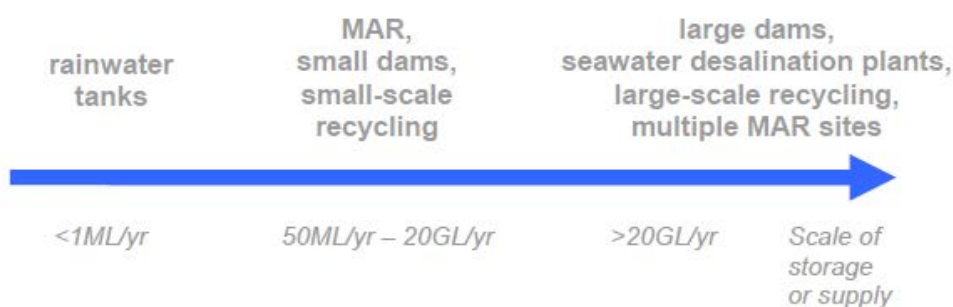


Figure 12 : Positionnement des dispositifs de recharge artificielle (MAR) par rapport aux objectifs de surplus de volume d'eau annuel (source : Dillon et al., 2009)

Detay (1997) précise que les dispositifs de recharge artificielle n'ont jamais un rendement de 100% du fait des écoulements induits et des pertes au niveau des exutoires naturels des aquifères. Pour ces raisons, les objectifs de volumes de recharge doivent être supérieurs aux surplus de volumes attendus. L'auteur suggère que pour un volume de recharge inférieur à 30 Mm<sup>3</sup>/an, les investissements en stockage souterrain sont nettement plus faibles que les investissements en stockage superficiel pour un volume équivalent. D'une manière générale, les gros projets de recharge artificielle sont mis en œuvre pour les usages AEP pour rentabiliser l'investissement à long terme.

Considérant l'objectif du volume de recharge, le dimensionnement optimal d'un dispositif de recharge fait alors intervenir d'autres paramètres, non abordés ici. Le Figure 13 présente des exemples de dimensionnement de projet pour quelques sites opérationnels en France et à l'étranger. Ces sites font l'objet d'une présentation synthétique en Annexe 3.

Site RA	Volume de recharge maximal (Mm <sup>3</sup> /an)	Dimensionnement du dispositif de RA
Crépieux-Charmy, (France)	76,6	12 bassins d'infiltration (~20 000 m <sup>2</sup> /bassin de 4-5 m de profondeur) d'une superficie totale de 146 462 m <sup>2</sup>
Croissy - Le Pecq (France)	25	10 bassins, d'une superficie totale de 120 000 m <sup>2</sup>
Flins - Aubergenville (France)	8	6 forages primaires de 7,5 m de profondeur moyenne 7 bassins (110 000 m <sup>2</sup> )
Verneuil - Vernouillet (France)	1,75	2 forages primaires de 15m de profondeur et 1 étang de 320 000 m <sup>2</sup> faisant office de bassin d'infiltration
Aquarenova (France)	0,28 (2017)	2 bassins de superficie totale: 1000 m <sup>2</sup>
Basse vallée de la Durance (France)	15	3 sites de recharge : Plan d'Orgon (un bassin de 50 400 m <sup>2</sup> ), Cavaillon-Cheval Blanc (28 forages de 18 à 20m de profondeur) et Châteaurenard (10 puits de 20m de profondeur)
Lavelanet de Comminges (France)	1,75	3 bassins de 500 m <sup>2</sup> et de 2,5 m de profondeur et d'une superficie totale: 1500 m <sup>2</sup> .
Vessy (Suisse)	11	5 km de tuyaux infiltrants avec une superficie totale de 30 000 m <sup>2</sup>
Parafield (Australie)	1,1	4 forages de 165 à 185 m de profondeur.
El Prat del Llobregat (Espagne)	5	15 forages d'injection

Figure 13 : Exemples de dimensionnement des dispositifs de recharge artificielle au regard des volumes de recharge, sur quelques sites opérationnels

### 2.3.2 Eléments de coûts de mise en œuvre de la RA

Les coûts de mise en œuvre d'un projet de recharge artificielle peuvent être très variables car ils dépendent d'une multitude de paramètres : du dimensionnement du projet de RA et du volume d'eau rechargée (cf. section 2.3.1), du procédé de recharge, de la qualité des eaux de recharges, de la localisation géographique du site, etc.

Le coût global de la mise en œuvre d'un dispositif de recharge comprend les coûts d'investissement et les coûts opérationnels et de maintenance<sup>7</sup>. L'occurrence des coûts est un facteur essentiel de l'évaluation économique. Les coûts d'investissement sont ponctuels (année de réalisation du projet), alors que les coûts de fonctionnement et de maintenance sont récurrents (annuels ou pluriannuels) tout au long de la durée de vie du projet de recharge artificielle (généralement entre 30 et 40 ans). Pour évaluer le coût économique global, il convient alors d'actualiser les coûts de fonctionnement avec un taux d'actualisation, compris

<sup>7</sup> En analyse financière, ces coûts se réfèrent respectivement aux dépenses en capital ou CAPEX (*capital expenditure*) et aux dépenses opérationnelles ou OPEX (*operational expenditure*).



entre 2% et 4%, qui exprime la préférence pour le temps présent. Dans ce qui suit, les éléments de coûts d'investissement et de fonctionnement sont présentés respectivement sans considération du principe de l'actualisation.

### 2.3.2.1 *Les coûts d'investissement*

Les coûts d'investissement d'un projet de recharge artificielle recouvrent six postes de dépenses principaux :

- **Coût des études préalables** : Il comprend l'ensemble des études de caractérisation préliminaire du site de recharge (e.g., caractérisation géologique et hydrogéologique, étude technico-économique, étude d'impact réglementaire et préparation du dossier d'autorisation). En général dans les projets « eau », ce coût représente entre 10 et 20% du coût total d'investissement selon la taille et la complexité du projet de recharge.
- **Coût d'acquisition des terrains** : il s'agit du coût d'achat du foncier pour la réalisation des bassins d'infiltration (RA indirecte) qui peut varier de manière importante selon la localisation du site de recharge (milieu rural ou urbain). Il est fonction du nombre et de la superficie totale des bassins qui elle-même dépendra du taux d'infiltration du site d'implémentation. Dans le cas de la recharge directe (forage d'injection) et des dispositifs de recharge enterrés (fossé d'infiltration), le coût du foncier est négligeable.
- **Coût d'infrastructure d'adduction d'eau** : dans la plupart des cas, il sera nécessaire de transférer l'eau de recharge jusqu'au site de recharge. Ce poste d'investissement concerne alors la réalisation des infrastructures d'adduction d'eau comprenant la prise d'eau, la canalisation d'adduction et les équipements de pompage (dans la cas où l'adduction gravitaire n'est pas possible). Selon les distances entre les lieux de prélèvement et d'injection et les volumes, ce poste de coût d'investissement peut être important par rapport à l'investissement total.
- **Coût des unités de (pré)traitement des eaux de recharge** : la qualité de l'eau de recharge doit être compatible avec celle de la nappe à recharger. A minima, des bassins intermédiaires de décantation et filtration (traitement primaire<sup>8</sup>) seront nécessaires pour limiter le colmatage des ouvrages de recharge. Un traitement supplémentaire (traitement secondaire ou tertiaire) peut être nécessaire dans le cas d'une recharge directe. Dans ces cas, le coût des unités de traitement de l'eau de recharge est plus important pour ce poste d'investissement ;
- **Coût de conception et de réalisation du dispositif de recharge artificielle** : en général, c'est le principal poste d'investissement. Il s'agit du coût des travaux de génie civil pour la réalisation de bassin d'infiltration (recharge indirecte) ou des forages d'injection (recharge directe), ainsi que leurs équipements, par exemple le système de pompage destiné à réguler les débits d'eau à infiltrer ou à injecter.
- **Coût annexe** : ce poste de coût d'investissement comprend notamment le coût des équipements de contrôle et de surveillance de l'état quantitatif et qualitatif de la nappe (ex. réalisation des piézomètres), ainsi que le coût des travaux annexes (ex. travaux de protection et d'aménagement du site de recharge).

Compte-tenu de la diversité des projets de recharges, de leurs dimensionnements et des contextes de leurs mises en œuvre, les données et informations sur les coûts d'investissement, détaillant tous les postes budgétaires, sont rarement disponibles. Les études technico-économiques qui permettraient d'avoir des éléments de coûts d'investissement, sont généralement menées au cas par cas. Néanmoins, des éléments de coûts indicatifs pour les

---

<sup>8</sup> Le traitement primaire implique généralement une simple décantation qui permet de supprimer la majeure partie des matières en suspension. Il peut faire appel à différents procédés incluant des phases de dégrillage, dessablage, déshuilage-dégraissage, la décantation, la flottation, etc.

principaux postes de coût d'investissement (adduction, traitement et dispositifs de recharge) sont présentés en Annexe 1.

Selon le type de projet, les coûts d'investissement des infrastructures d'adduction d'eau peuvent représenter plus de la moitié du coût d'investissement global, suivi par le coût d'investissement des unités de traitement et de transfert d'eau de recharge (le cas échéant) et le coût de réalisation des ouvrages de recharge (bassins d'infiltration ou forage d'injection).

Le tableau ci-dessous présente une répartition indicative des coûts d'investissement par poste de dépenses pour les deux grandes familles de dispositif de recharge artificielle.

Dans le cadre des études de faisabilité économique, les coûts d'investissements des dispositifs de recharge artificielle sont le plus souvent comparés à ceux des dispositifs de stockage en surface. Les avantages du stockage souterrain par rapport au stockage en surface sont présentés en section 2.1.3 (Figure 1). Il est aujourd'hui admis que les coûts d'investissement par unité de volume d'eau rechargée et stockée en aquifère sont significativement moindres que ceux d'une de stockage en surface dans la plupart des cas. Une analyse plus détaillée de ces coûts sera réalisée dans la suite de ce projet.

Sur la base de données économiques de quelques dispositifs de stockage réalisés en Australie avant 2008, Dillon et al. (2009) ont effectué une analyse comparative des coûts unitaires d'investissement du stockage souterrain avec le stockage en surface. Leur analyse exclut le coût de distribution d'eau (plus important pour le stockage en surface) et le coût d'acquisition des terrains (du fait de la grande variabilité du prix du foncier).

Poste de coût d'investissement	RA indirecte – dispositif de bassins d'infiltration	RA directe – dispositif de forage injection
Etudes préalables	Coût de l'ordre de 10 à 20% du coût d'investissement total	
Acquisition des terrains	Coûts qui peuvent être importants selon la superficie des bassins et la pression foncière sur la zone visée	Coût faible (uniquement périmètre de protection des captages si usage AEP)
Infrastructure d'adduction d'eau de recharge	Coût moyen à élevé (fonction du volume de recharge et de la distance à couvrir)	Coût faible à moyen (fonction du volume de recharge et de la distance à couvrir)
Dispositif de prétraitement	Coût faible à moyen (en général, traitement primaire)	Coût moyen à élevé (traitement primaire et secondaire ou tertiaire)
Conception et réalisation du dispositif RA	Coût de l'ordre de 30 à 40% du coût total d'investissement (selon taille bassin)	Coût de l'ordre de 40 à 50% du coût total d'investissement
Equipements annexes	Coût faible	Coût faible à moyen

Figure 14 : Répartition indicative des coûts d'investissement par poste de dépense pour les deux types de dispositifs de recharge artificielle

D'après cette étude (Figure 15), le coût unitaire d'investissement pour un stockage superficiel (ex. barrage) est jusqu'à 6 fois supérieur à celui des dispositifs de recharge artificielle indirecte par bassins d'infiltration (0,76 à 1,36 €/m<sup>3</sup> d'eau stockée). Cependant, la fourchette du coût d'investissement des dispositifs de recharge artificielle par des forages d'injection (2,72 à 6,80 €/m<sup>3</sup> d'eau stockée) semble équivalente à celle obtenue pour les investissements en stockage d'eau par barrage. Ce coût n'intègre pas le poste de coût d'acquisition des terrains, négligeable pour la recharge indirecte et important pour le stockage d'eau en surface. La superficie de terrains requise comprise pour les retenues et barrages est comprise 100 à 250 m<sup>2</sup> pour 1000 m<sup>3</sup> de volume d'eau stockée.

Dans une autre étude, Escalante et al. (2014) présentent également une comparaison de coût unitaire moyen d'investissement, sur la base de quelques opérations de stockage superficiel

et souterrain en Espagne (Figure 16). Selon les données économiques recensées, le coût unitaire moyen d'investissement en dispositif de recharge indirecte est de 0,21 €/m<sup>3</sup> d'eau rechargée (coût moyen pour 8 bassins d'infiltration et 58 km de canaux et fossés d'infiltration). Pour les dispositifs de recharge directe, ce coût est compris 0,36 €/m<sup>3</sup> d'eau rechargée (25 forages d'injection de profondeur moyenne) et 0,58 €/m<sup>3</sup> (4 forages profonds d'injection).

Ces ordres de grandeur permettent aux auteurs de mettre en avant l'intérêt économique de la recharge artificielle, en les comparant aux 9,75 €/m<sup>3</sup> d'eau stockée que coûte l'investissement pour des bassins de stockage d'eau superficielle pour l'irrigation et aux 0,80 €/m<sup>3</sup> d'eau rechargée, que coûte la réalisation de barrages de taille moyenne.

Type de stockage	Dispositif de stockage d'eau	Capacité de stockage considérés (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	Coût unitaire d'investissement (€ <sub>2008</sub> /m <sup>3</sup> )	Superficie unitaire requise (m <sup>2</sup> / 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )
Surface	Réservoir d'eau en béton	1 - 4	680	200
	Retenues / barrages en terre	4 - 8	8,16	250
	Barrages (gravitaire ou béton)	350 - 200 000	2,72 – 6,80	100 - 200
Souterrain	RA indirecte (bassins d'infiltration)	200 - 600	0,76 – 1,36	20 - 60
	RA directe (forages d'injection)	75 - 600	2,72 – 6,80	négligeable

Figure 15 : Comparaison des coûts unitaires d'investissement du stockage superficiel et souterrain en Australie (source : Dillon et al., 2009).<sup>9</sup>

Dispositif de stockage d'eau	Nombre de projet	Coût unitaire d'investissement (€ <sub>2014</sub> /m <sup>3</sup> )
Bassin d'irrigation	18	9,75
Barrage/retenue d'eau (taille moyenne)	16	0,8
Dispositifs de recharge artificielle indirecte (bassin, canaux, fossés, ...)	8	0,21
Recharge directe par forages profonds	4	0,58
Recharge directe par forage de profondeurs moyenne à profonds	25	0,36

Figure 16 : Comparaison des coûts unitaires d'investissement en stockage superficiel et souterrain en Espagne (source : Escalante et al., 2014).

### 2.3.2.2 Les coûts de fonctionnement

Les coûts de fonctionnement recouvrent les dépenses d'exploitation et de maintenance du dispositif de recharge artificielle. Ce sont des charges annuelles et récurrentes, exprimées en €/an. Ces dépenses peuvent être regroupées en cinq postes principaux :

- **Coût opérationnel de prétraitement** : ce sont les coûts opérationnels et de maintenance des infrastructures de prétraitement de l'eau de recharge (hors investissement). Ils comprennent, par exemple, le coût d'entretien et de curage des bassins de décantation, le coût des produits de chloration, etc.

<sup>9</sup> Coûts convertis en euros : 1 USD<sub>2008</sub> = 0,68 €<sub>2008</sub>

- **Coût de maintenance** : il comprend la maintenance du dispositif de recharge (ex. curage des bassins d'infiltration) et les gros entretiens tels que le remplacement des équipements de pompages (une fois tous les 5 ans).
- **Coût énergétique** : il correspond aux consommations électriques des équipements et du système de pompage utilisés pour l'adduction de l'eau de recharge vers le site de recharge (si adduction non gravitaire). Dans le cas des dispositifs de recharge directe, s'ajoute la consommation électrique des pompes d'injection qui augmente la part du coût énergétique. Il sera fonction de la profondeur du forage, du débit et du prix de l'énergie.
- **Coût de surveillance** : ce sont l'ensemble des coûts liés au contrôle et la surveillance périodique de la qualité de l'eau souterraine ou de l'eau de recharge (ex. coût d'analyse en laboratoire) ou encore les coûts associés au contrôle du bon fonctionnement du dispositif (essentiellement coût de main d'œuvre si un système de contrôle automatisé n'est pas mis en place).
- **Autres charges annuelles** : ce poste de coût regroupe toutes les charges financières non citées précédemment : achat d'eau de recharge (le cas échéant), les redevances et taxes de prélèvements en eau de recharge, les charges de gestion administrative et du personnels, les charges financières des emprunts d'investissement et d'assurances, etc.

D'une manière générale, le coût de maintenance est le principal poste de dépense des coûts de fonctionnement, commun aux deux familles de dispositifs de recharge. Il est lié au problème de colmatage des ouvrages (bassin ou forage) qui réduit les performances du dispositif au cours du temps. Des opérations d'entretien ou de renouvellement seront nécessaires selon le mode d'utilisation du dispositif : permanent ou intermittent (dans le cas de recharge par des eaux de pluie). Pour les dispositifs de recharge indirecte, l'entretien consiste à excaver et remplacer le fond du bassin d'infiltration à coût moindre. Pour les dispositifs par injection, le colmatage peut nécessiter la mise en œuvre d'opérations de remédiation hydraulique (passage de l'injection au pompage), voire un traitement physico-chimique (traitement des colmatages bactériens), un rééquipement du forage. Dans ce cas, le coût de maintenance est plus important.

Il faut retenir que les coûts de fonctionnement peuvent également varier fortement d'un projet à un autre. Ils sont beaucoup plus difficiles à évaluer du fait de la variabilité annuelle des conditions de fonctionnement des dispositifs de recharges (colmatage plus ou moins rapide des dispositifs de recharge). En moyenne, il peut représenter jusqu'à 30% du coût d'investissement total, hors renouvellement du dispositif pour une durée de fonctionnement de 30 à 40 ans.

### 2.3.3 Exemple de comparaison du coût global entre recharge indirecte et directe

A l'étranger, les exemples de recharge artificielle les plus documentés en terme de coût global de réalisation sont les sites de Shafdan (Israël) pour la recharge indirecte (Soil Aquifer Treatment, SAT) et d'El Prat de Llobregat (Espagne) pour la recharge directe (ASR). Ces deux exemples se distinguent par une recharge artificielle de nappe par des eaux usées traitées et un usage des eaux stockées pour l'irrigation. Ils sont brièvement présentés ci-dessous ainsi qu'une comparaison des coûts associés aux deux sites. La Figure 17 résume les éléments de dimensionnement et de coûts pour les deux sites choisis pour la comparaison avec le procédé ACTISOL (Bouzit et al., 2014).

### 2.3.3.1 RA indirecte, exemple de Shafdan (Israël)

Le site de Shafdan (région Tel-Aviv, Israël) a été construit en plusieurs modules (SOREQ, YAVNE I, II, III et IV) depuis les années 70'. Le dispositif de recharge est constitué de plusieurs bassins d'infiltration d'une superficie totale d'environ 80 ha dans lesquels sont déversées des eaux usées traitées (traitement secondaire par boues activées) issues d'une station d'épuration de capacité moyenne de 140 Mm<sup>3</sup>/an (soit, 2,5 million EH).

Ces bassins sont alimentés par intermittences de phases d'infiltration et de séchage pour maintenir des conditions aérobies dans les bassins. La percolation verticale se fait à travers 15 à 30 m de zone non saturée avant de s'écouler dans la zone saturée de la formation aquifère.

L'eau rechargée est par la suite pompée à l'aide d'une centaine de forages, situés à quelques centaines de mètres des bassins, et réutilisée en irrigation. Il a été démontré que le dispositif apporte un complément d'épuration et en résulte une eau de bonne qualité, pour l'irrigation (proche de la qualité des eaux potables).

Les caractéristiques du module le plus récent (YAVNE IV, 2003) sont résumées ci-dessous :

- Bassins : 6 bassins de 4,3 ha chacun (total : 26 ha)
- Traitement tertiaire : SAT conventionnel (infiltration-percolation)
- Capacité de traitement SAT : 20 Mm<sup>3</sup>/an
- Charge hydraulique : 50 – 750 m/an (en moyenne 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.j)
- Temps de résidence : 6 – 12 mois
- Capacité de production : 1,75 Mm<sup>3</sup>/an (forage de pompage)

Pour ce module, le coût d'investissement est de l'ordre 0,35 €/m<sup>3</sup>. Ce coût comprend la collecte, l'adduction et le pompage des effluents secondaires vers les bassins. A ce coût s'ajoute le coût d'adduction vers les périmètres d'irrigation (0,25 €/m<sup>3</sup>). Les coûts de fonctionnement sont compris entre 0,1 – 0,15 €/m<sup>3</sup>. Plus récemment un nouveau dispositif pilote (projet SWITCH, 2006-11) a été développé, dont l'objectif était d'améliorer le traitement de l'eau par le dispositif de recharge en vue d'un usage de l'eau pour l'AEP. Le pilote SWITCH consiste à combiner le dispositif initial de recharge avec un procédé de traitement avancé par nano-filtration pour une capacité de traitement de 5-7m<sup>3</sup>/h et un taux d'infiltration de 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.jour. Ce procédé permet d'augmenter les performances du dispositif initial, notamment par une élimination totale des résidus pathogènes (virus et bactéries).

### 2.3.3.2 RA directe, exemple d'El Prat de Llobregat (Barcelone ; Espagne)

Le projet de recharge artificielle d'El Prat de Llobregat (région de Barcelone, Espagne) combine trois objectifs : (i) l'amélioration de l'état quantitatif et qualitative des eaux de surface (rivière et zone humide du Delta de Llobregat), (ii) le stockage d'eau pour l'irrigation et (iii) la lutte contre l'intrusion saline (barrière hydraulique) dans les aquifères du Delta (Téojin et al., 2009).

L'eau de recharge est issue d'une station d'épuration du même nom, d'une capacité d'environ 120 Mm<sup>3</sup>/an (traitement secondaire). Près de 50 Mm<sup>3</sup>/an sont destinés à la réutilisation (cf. Annexe 3 fiche 10). Au préalable de la recharge, ce volume d'eau recyclée subit un traitement supplémentaire tertiaire/avancé combinant les procédés d'ultrafiltration, d'osmose inverse et de désinfection UV. Le dispositif de recharge artificielle par injection directe a été mis en œuvre en 2 phases :

- Phase 1 (2007) : 4 forages d'injection pour une capacité de recharge de 2500 m<sup>3</sup>/j (2 forages opérationnels et 2 forages abandonnés) ;

- Phase 2 (2010) : 11 forages supplémentaires pour une capacité de recharge additionnelle de 12500 m<sup>3</sup>/j.

Au total 15000 m<sup>3</sup>/j d'eau usées traitées (environ 5 Mm<sup>3</sup>/an) sont réinjectés et ont permis de réduire significativement le biseau salé dans le système aquifère d'El Prat de Llobregat.

L'organisme gestionnaire du site BMA (*Barcelona Metropolitan Area*) a estimé les coûts associés au dispositif de recharge comme suit (BMA, 2011) :

- Coût d'investissement : 18,5 million € (dont 14,8 M€ pour la phase 2), soit un coût moyen unitaire de 3,38 €/m<sup>3</sup> pour le volume de recharge considéré.
- Coût d'exploitation : 0,20 €/m<sup>3</sup> (moyenne pour les deux phases du projet).

Le coût d'investissement inclus principalement le surcoût de l'unité de traitement tertiaire/avancé et le coût de réalisation des forages d'injection. La part du coût d'investissement en forages n'est pas précisée dans cette estimation. En considérant une durée de vie des forages de 30 ans, le coût total du dispositif de recharge est estimé à 3,58 €/m<sup>3</sup>. Toutefois, ce coût global semble sous-estimé si l'on prend compte le coût de fonctionnement des forages (maintenance et entretien des forages, renouvellement des pompes, consommation énergétique des pompes d'injection, etc.). Dans une autre étude espagnole (Senante-Molinos et al., 2010), le coût moyen d'exploitation pour traitement tertiaire est évalué à 0,32 €/m<sup>3</sup> (contre 0,26 €/m<sup>3</sup> et 0,12 €/m<sup>3</sup> respectivement pour les traitements secondaires et primaires).

La différence de coût entre les deux sites est essentiellement due au coût de traitement tertiaire/avancé pour la recharge directe dans le cas du site de d'El Prat de Llobregat. Dans le cas de Shafdan, les bassins d'infiltration jouent le rôle d'une unité de traitement tertiaire. Par ailleurs le volume d'eau rechargée est plus important pour le site de Shafdan (près de 55 Mm<sup>3</sup>/j), ce qui engendre une économie d'échelle et un coût unitaire globale 10 fois inférieur au dispositif espagnol de recharge directe.

Paramètres	Shafdan (volet YAVNE IV)	El Prat de Llobregat (volet RA)
Année de réalisation	2003	2007-10
<b>Traitement des eaux usées</b>		
Capacité total STEP (m <sup>3</sup> /j)	330 000	420 000
Traitement secondaire	Boues activées	Boues activées + procédés biologiques
Traitement tertiaire	Bassins d'infiltration	UF, OI + désinfection UV
<b>Recharge artificielle</b>	<b>Indirecte</b>	<b>Direct</b>
Dimensionnement du dispositif de recharge	6 bassins de 26 ha	15 forages de 50 m de profondeur
Volume de recharge artificielle (m <sup>3</sup> /j)	~55 000 m <sup>3</sup> /j	15 000 m <sup>3</sup> /j
Charge hydraulique	1 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .j	-
<b>Coût par m<sup>3</sup> d'eau traitée et rechargée</b>		
Coût d'investissement (€/m <sup>3</sup> )	0,35	3,38
Coût d'exploitation annuel (€/m <sup>3</sup> )	0,1 – 0,15	0,20 – 0,35
<b>Prix de vente de l'eau traitée</b>		
Pour l'irrigation (€/m <sup>3</sup> )	0,25	-

Figure 17 : Comparaison économique du coût des deux familles de dispositifs de recharge à travers 2 exemples de sites majeurs en Espagne et en Israël

### 2.3.4 Eléments de bénéfices économiques de la RA

Les études de faisabilité économique d'un projet de recharge artificielle intègre rarement une évaluation des bénéfices (Maliva, 2014). Le plus souvent, c'est l'analyse économique coût – efficacité qui est privilégiée. Pour évaluer l'intérêt économique global d'un projet de recharge artificielle, il convient également d'évaluer les bénéfices économiques potentiels et attendus de la mise en œuvre du projet (cadre d'analyse coûts - bénéfices).

Les bénéfices potentiels d'un projet de recharge dépendent des objectifs du projet de recharge (objectif d'amélioration quantitatif et/ou d'amélioration de la qualité de l'eau souterraine) et de l'usage de l'eau rechargée. Leur valorisation en terme monétaire va alors dépendre de la variation de la valeur économique totale (VET) que l'on va attribuer à la ressource en eau souterraine, i.e. le surplus quantitatif ou qualitatif apporté par le dispositif de recharge.

Plus généralement en économie de l'environnement, la VET d'une masse d'eau souterraine est décomposée en valeur d'usage et valeur de non usage. La valeur d'usage comprend la valeur d'usage direct de l'eau (AEP, irrigation, industriel ...), la valeur d'usage indirect (usage pour l'environnement : barrière hydraulique de protection contre l'intrusion saline ou amélioration de la qualité, services écosystémiques liés, contrôle des inondations, etc.) et la valeur d'option (usages direct ou indirect futurs). La valeur de non usage est attribuée à la seule existence de la ressource. Elle recouvre deux composantes : la valeur d'existence et la valeur d'héritage pour autrui (Figure 18).

De nombreuses méthodes ont été développées pour valoriser les bénéfices en termes monétaires (méthode d'évaluation contingente, méthode de dommages évités, etc.). De nombreux guides et manuels ont été consacrés à la description de ces méthodes dans le domaine de l'eau, en particulier. Elles ne sont pas reprises dans le cadre de ce rapport.

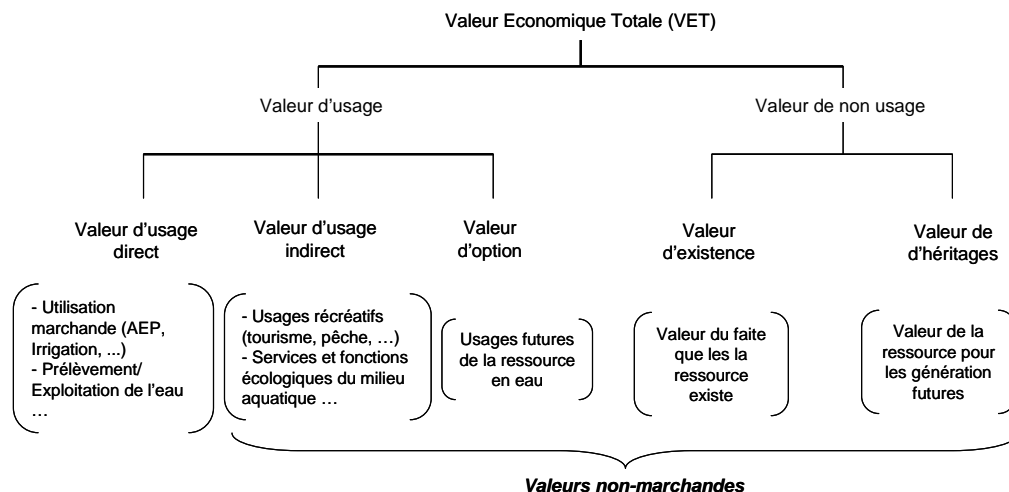


Figure 18 : Valeur économique totale d'une masse d'eau (adapté de Beleman et al, 2004)

En général dans les études technico-économiques, seule la valeur d'usage direct du surplus l'eau (valeur marchande) est estimée, à partir du prix de l'eau, de l'augmentation des revenus générés par les eaux de la nappe rechargée (ex : revenus agricoles grâce à l'irrigation), ou bien des coûts évités, tels que les coûts énergétiques d'un pompage à plus grande profondeur, les surcoûts d'approfondissement des forages ou celui de leur abandon. La composante non marchande de la VET (valeur d'usage indirect, valeur d'option et valeurs de non usages) n'est que rarement évaluée.

Parmi les rares études qui ont cherché à évaluer les bénéfices non marchands de la recharge artificielle, on peut citer les travaux de Botzan et al. (1999) dans le cadre d'une évaluation par

une analyse coût-bénéfice d'un projet de recharge artificielle dans la vallée de San Joaquin (Californie, USA). Les bénéfices de la recharge artificielle sont estimés à partir de la méthode des dommages évités en agriculture pour divers scénarios climatiques de sécheresse sur une période de 30 ans. Selon une simulation des déficits en ressource en eau souterraine, il démontrent que les bénéfices annuels compensent largement les coûts annuels de la recharge artificielle à partir la huitième année (Figure 19).

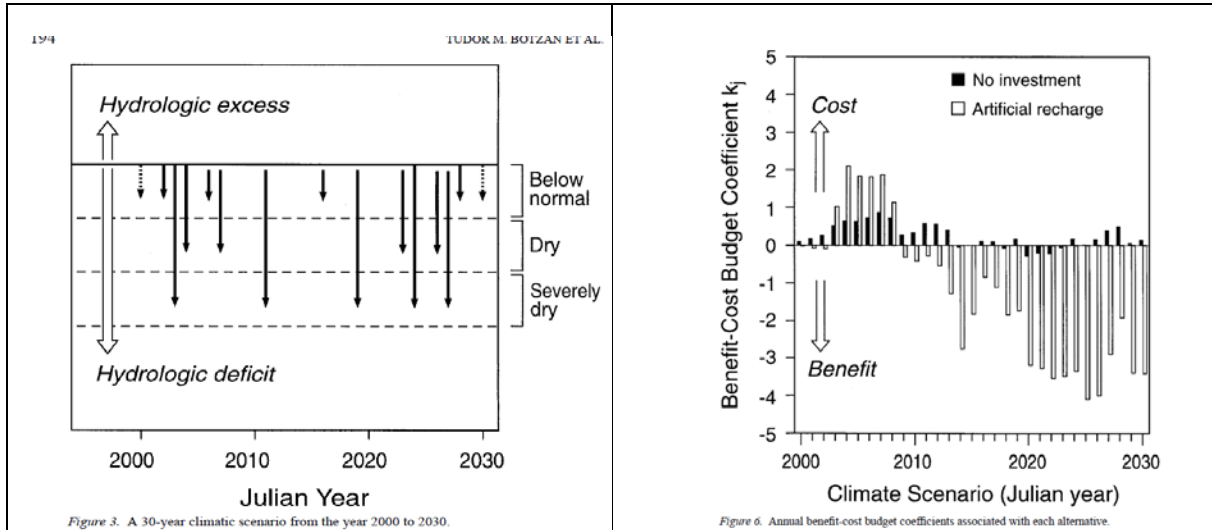


Figure 19 : Exemple d'analyse coûts - bénéfices de la recharge artificielle pour resorber le déficit en eau souterraine dans la vallée de San Joaquin, Californie (source : Botzan et al, 1999)



### 3 Retours d'expérience de recharge artificielle

#### 3.1 AU NIVEAU EUROPEEN

D'après Hannapel et al. (2014), la Hollande, la Belgique et l'Allemagne de l'ouest sont les régions d'Europe qui concentrent le plus de sites de recharge artificielle, suivis par l'Espagne et la France. Les dispositifs majoritairement présents sont les systèmes de filtration sur berge, suivis par les bassins d'infiltration et les injections par forage (ASR et ASTR).

La synthèse de l'inventaire européen réalisé dans le cadre du projet FP7 DEMEAU (Sprenger et al., 2017) indique l'existence de 224 sites actifs parmi lesquels 127 sites de filtration par berges (57 % du total), 77 sites (34 %) de recharge indirecte et 11 sites d'injection par puits (5 %) (Figure 20). Il y aurait 8 sites de recharge au travers de cours d'eau.

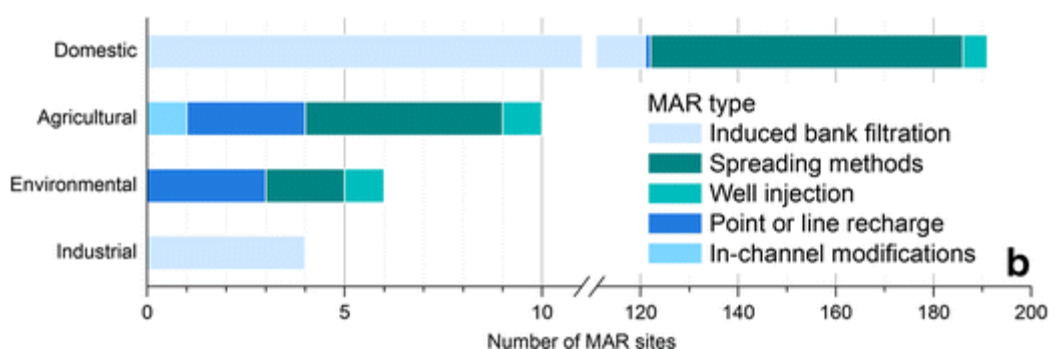


Figure 20 : Répartition des dispositifs de recharge artificielle selon l'usage de l'eau et le type de dispositif, pour les sites de RA recensés en Europe et actifs en 2013 (Sprenger et al., 2017)

Dans la majorité des cas et pour tout type d'usage (domestique, agricole, environnemental, industriel), l'eau de recharge utilisée provient d'eau de surface (près de 200 sites) (Figure 21), contre 2 utilisant des eaux usées traitées, 3 de l'eau souterraine, et 1 de l'eau potable.

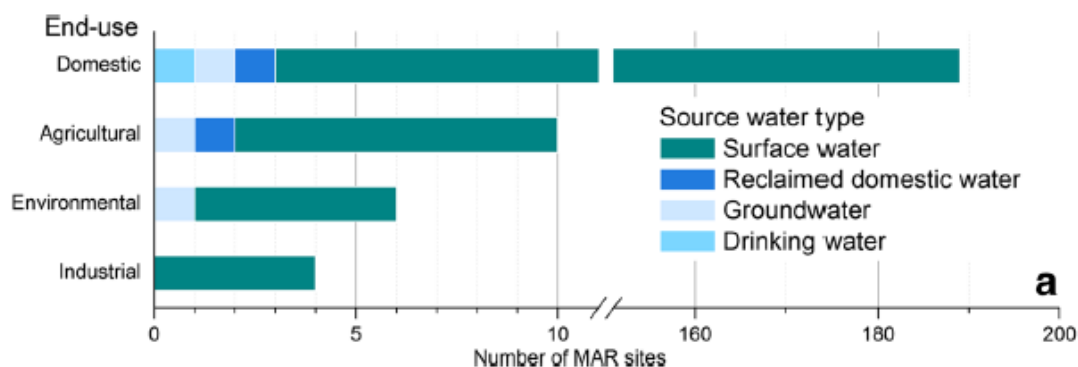


Figure 21 : Types d'eau utilisés pour la recharge, en relation avec l'usage final, pour les sites de RA recensés en Europe et actifs en 2013 (Sprenger et al., 2017)

Sur la carte de la Figure 22, la très grande majorité des sites sont situés dans des formations géologiques non consolidées (telles que les alluvions par exemple). Il y est clairement visible que la plupart des dispositifs sont de type filtration par berge et recharge indirecte, localisés dans les pays du Nord et de la partie centrale de l'Europe où existent de grandes rivières pérennes et des lacs.

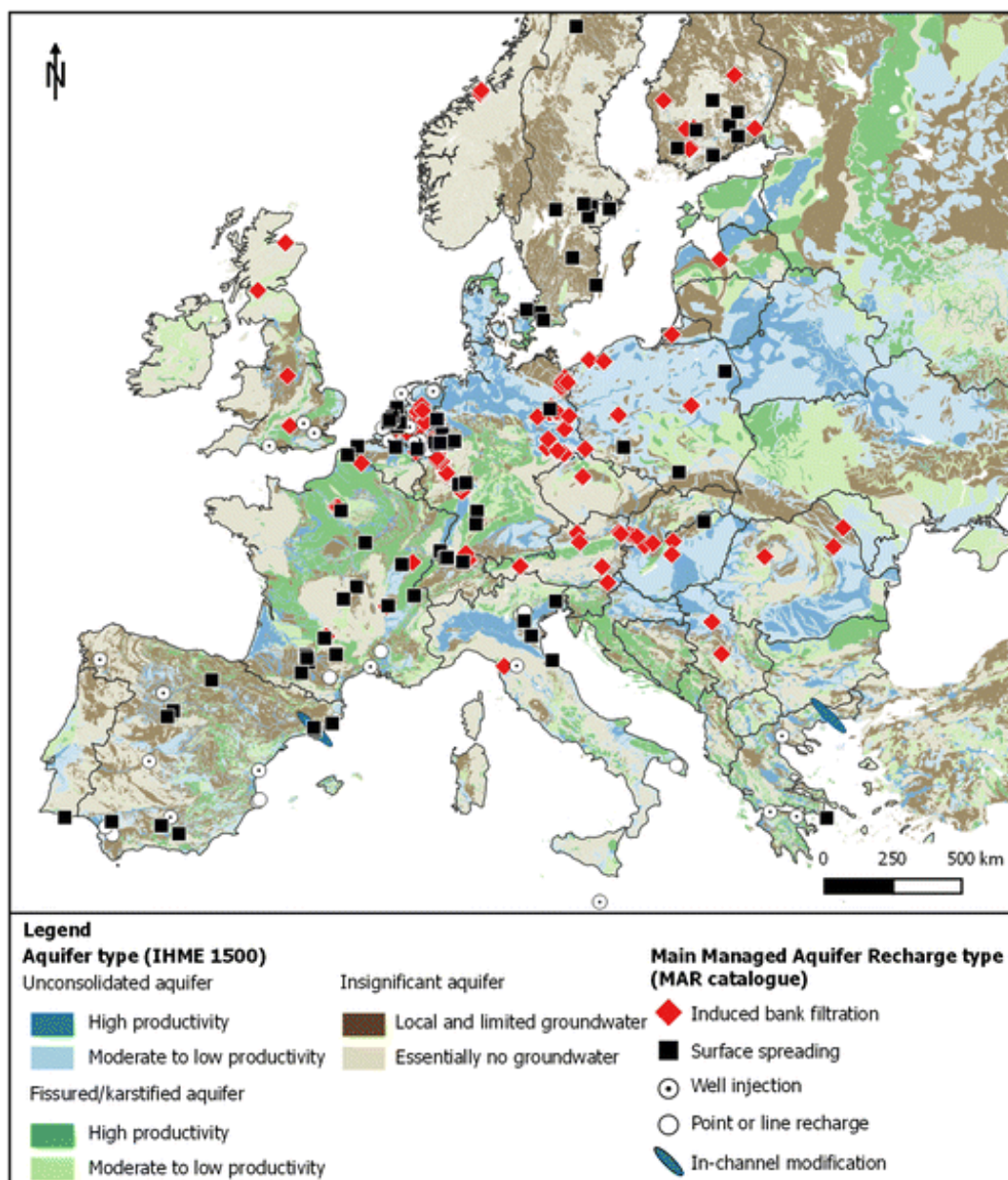


Figure 22 : Recensement des sites identifiés sur l'Europe dans le cadre du projet FP7 DEM'EAU (tiré de Sprenger et al. 2017).

Globalement, les données disponibles semblent montrer que les dispositifs de filtration par berge et de recharge indirecte permettent d'injecter des volumes d'eau plus importants que ceux par recharge directe (en moyenne annuelle 7 - 8 Mm<sup>3</sup>/an pour les premiers contre 1 - 2 Mm<sup>3</sup>/an pour les derniers). L'eau stockée est majoritairement utilisée pour l'AEP et dans une bien moindre mesure pour l'agriculture et l'industrie (Figure 20 et Figure 21), ceci étant expliqué par des raisons de coût unitaire de l'eau stockée.

Les informations concernant les propriétés des aquifères et les paramètres opérationnels de l'ensemble des sites de recharge artificielle indirecte par infiltration, par filtration par les berges, et directe par injection sont résumés en Figure 23. Pour les 2 premiers types de dispositifs, la **conductivité hydraulique** (directement proportionnelle à la perméabilité) des aquifères concernés est plus de 10 fois supérieure aux cas où l'injection directe est utilisée. Les **profondeurs et épaisseurs des aquifères** alimentés par injection directe sont, à l'inverse, plus élevées que dans le cas d'infiltration indirecte ou de filtration par berges. Le critère « **Horizontal aquifer passage** » représente ici la distance entre le point d'injection de l'eau

de recharge, et le point où l'eau est pompée dans la nappe pour être utilisée. Elle est globalement entre 50m et 1,27km dans les cas de recharge par filtration par berges, et entre 40 et 682m dans le cas d'infiltration indirecte : les stations de pompages sont donc de manière générale relativement proches des dispositifs de recharge. En ce qui concerne le paramètre « **Recovery rate** », il s'agit du ratio volumétrique entre l'eau rechargée et l'eau pompée pour être utilisée. Dans le cas des dispositifs de filtration par berge, les volumes d'eau rechargée correspondent au minimum à 21% des volumes d'eau pompée, et jusqu'à 100% pour le maximum. Pour les dispositifs d'infiltration, ce ratio oscille entre 40 et 96%. Le **temps de résidence dans l'aquifère** (« residence time during subsurface passage ») est un critère important à prendre en compte. Il assure la diminution des taux d'éléments polluants et indésirables. Du point de vue de la santé publique, un temps de transport de 50 à 60 jours au minimum est demandé par les directives européennes (Sprenger et al., 2017). La Figure 23 montrent des valeurs de temps de résidence pouvant être plus faibles. Mais il faut prendre en compte le fait que ces estimations de temps de transport sont sujettes à d'importantes variations (difficile à estimer, diverses méthodes de calcul).

Property	MAR methodology		
	Induced bank filtration	Surface spreading	Well injection
(Hydro)geological properties <sup>a</sup>	Unconsolidated, unconfined, fluvio-glacial-detrital deposits	Unconsolidated, unconfined, fluvio-glacial-detrital deposits	Unconsolidated, confined, fluvio-glacial-detrital deposits
Hydraulic conductivity (m/s) <sup>b</sup>	$5.5 \times 10^{-4}$ – $5.5 \times 10^{-3}$ (n = 67)	$3.1 \times 10^{-4}$ – $5.5 \times 10^{-3}$ (n = 28)	$2.7 \times 10^{-5}$ – $3.3 \times 10^{-4}$ (n = 3)
Target aquifer thickness (m) <sup>b</sup>	10–48 (n = 69)	10–75 (n = 28)	28–165 (n = 5)
Horizontal aquifer passage (m) <sup>b</sup>	50–1,270 (n = 78)	40–682 (n = 29)	NA
Residence time during subsurface passage (d) <sup>b</sup>	27–300 (n = 19)	15–150 (n = 10)	NA
Recovery rate/share of bank filtrate (%) <sup>b</sup>	21–100 (n = 36)	40–96 (n = 4)	NA

<sup>a</sup> Majority of sites for the respective MAR type

<sup>b</sup> 10th and 90th percentile;

NA not applicable

Figure 23 : Propriétés représentatives des aquifères ciblés et paramètres opérationnels pour différents dispositifs européens de recharge artificielle par filtration par berges, infiltration et injection (Sprenger et al., 2017)

### 3.2 INVENTAIRE DES SITES DE RA DU BASSIN RMC

En s'appuyant sur la base de données des sites de recharge artificielle réalisée dans le cadre des travaux antérieurs au BRGM (Wuilleumier et Seguin (2008) et Casanova et al., (2013)) et complétée dans le cadre de ce travail lorsque de l'information plus récente a été trouvée, il est possible de dresser un état des lieux sommaire sur les sites de recharge artificielle connus sur le bassin RMC. Ce recensement est logiquement beaucoup plus détaillé que celui réalisé dans le cadre du projet DEM'EAU et présenté sur la Figure 22.

**87 sites de recharge artificielle sont ainsi recensés à ce jour en France**, dont une cinquantaine seraient actifs ou auraient été actifs par le passé. Le **bassin RMC contiendrait 29 sites**, dont 3 concernent des dispositifs d'irrigation dont l'excédent s'infiltré et recharge les nappes, de manière involontaire (Figure 24). La liste de ces sites se trouve en Annexe 3.

Parmi les 29 sites ou projets de recharge artificielle recensés sur le bassin RMC, seulement **5 sites sont actifs (ou probablement actifs) à l'heure actuelle** (Figure 25). Ces sites sont situés sur les communes de: Lyon avec Crépieux-Charmy, Dijon avec Flammerans, Donzère avec Mondragon, Grenoble avec Fontagneux et Hyères avec Aquarenova. Il est intéressant de faire des statistiques sommaires sur les sites répertoriés afin de définir les grandes tendances (Figure 25).

On peut ainsi constater que les différents types de dispositifs décrits plus haut sont employés pour les projets du bassin, que la plupart des sites font de la recharge artificielle pour des objectifs d'alimentation en eau (quantitatif) pour un usage eau potable. Enfin, la majorité des sites rechargent des aquifères alluviaux.

L'autre information importante que cet inventaire permet de voir concerne le manque de données et de connaissances sur ces sites, ce qui est une information que l'on peut généraliser à l'ensemble des sites en France.

A l'international, plus d'une centaine (liste non exhaustive) de sites majeurs sont inventoriés dans la littérature. Ils ont été surtout développés dans les régions à stress hydrique prononcé (sud des Etats-Unis, Australie, Espagne, ...). Une trentaine de sites correctement documentés ont été intégrés dans la base de données.

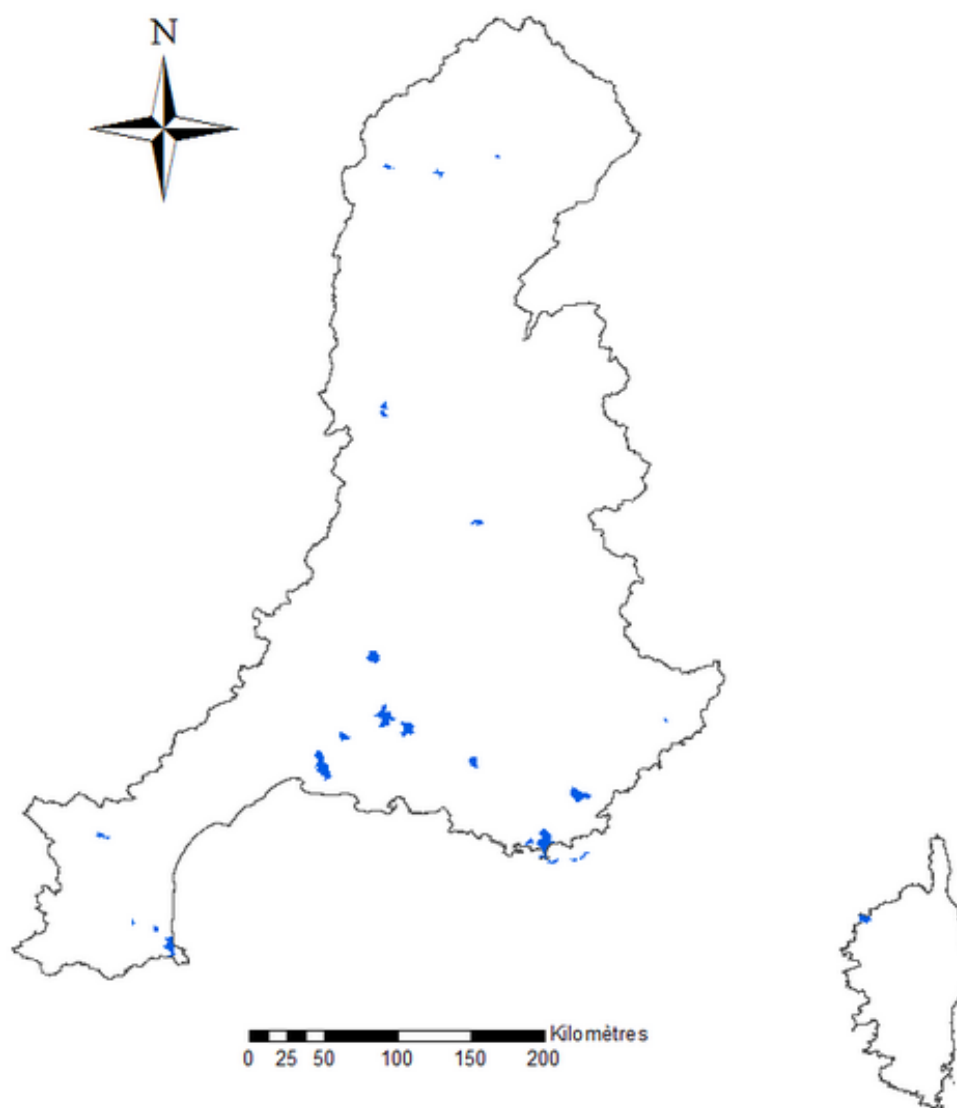


Figure 24 : Emprises des communes ayant ou ayant eu un site ou projet de recharge artificielle (excepté les recharges passives)

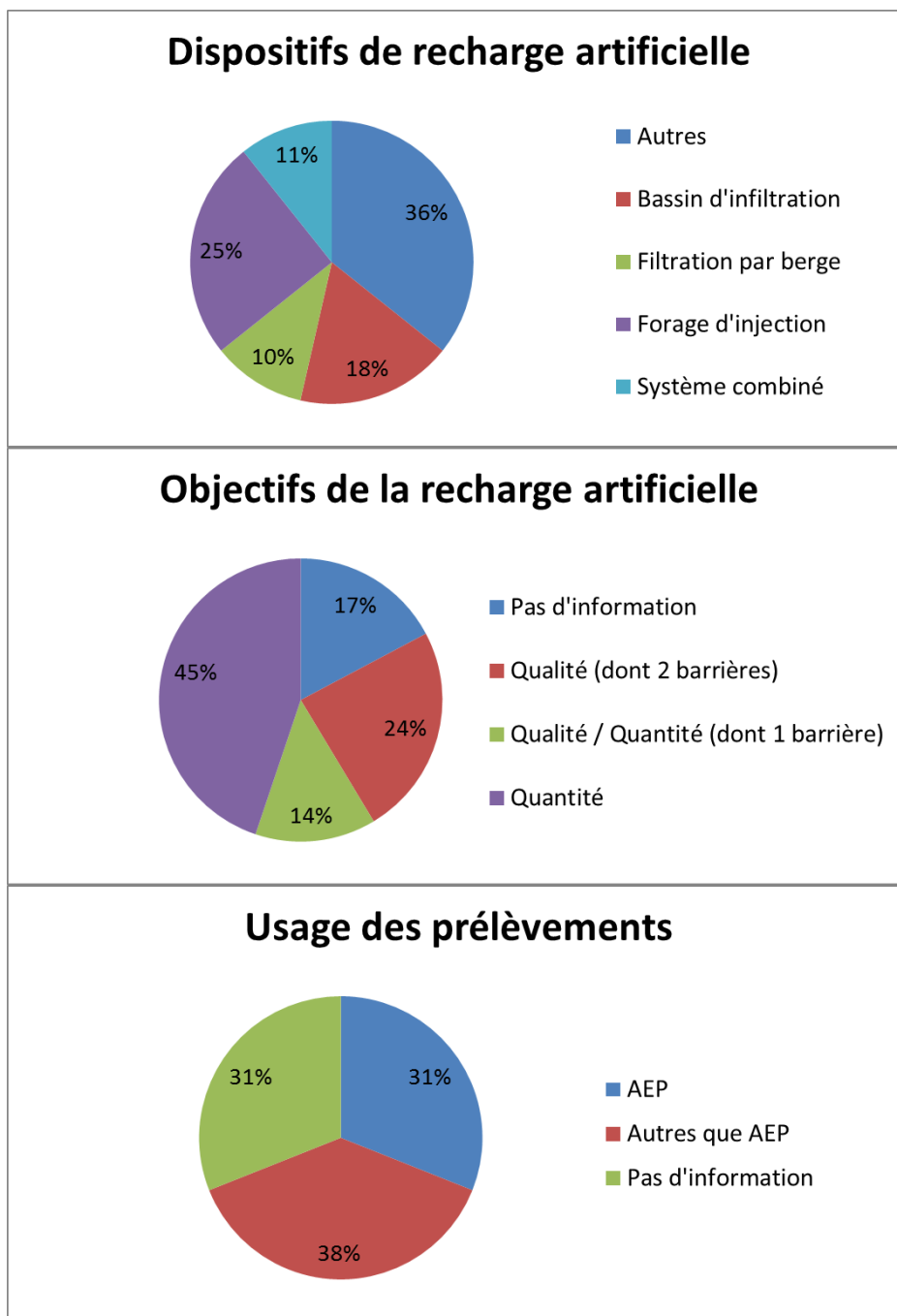


Figure 25 : Répartition des sites de RA répertoriés sur le bassin RMC, selon le type de dispositif, l'objectif et l'usage de la nappe.

### 3.3 PRESENTATION DE QUELQUES SITES

Cette section présente, de manière synthétique, les caractéristiques principales d'une dizaine de cas d'études de recharge artificielle actifs ou ayant été actifs, en France et à l'étranger. Les sites ont été sélectionnés de façon à illustrer la diversité des situations contextuelles, des objectifs de la recharge et des dispositifs de recharge déployés.



Les sites décrits sont les suivants :

1. Crépieux Charmy (Rhône) - Alluvions du Rhône ;
2. Croissy-sur-Seine / Le Pecq (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne ;
3. Flins Aubergenville (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne ;
4. Verneuil-Vernouillet (Yvelines) – Alluvions de la Seine ;
5. Projet Aquarenova, Hyères les Palmiers (Var) – Nappe alluviale du Gapeau ;
6. Sites de la Basse Vallée de la Durance (Bouches du Rhône, Vaucluse) – Alluvions de la Durance moyenne et aval;
7. Lavelanet de Comminges (Haute-Garonne) – Alluvions de la Garonne ;
8. Vessy (Bassin Genevois, SUISSE) – Nappe du Genevois ;
9. Parafield - Salisbury (Plaines du Nord d'Adélaïde, AUSTRALIE) - Aquifère miocène saumâtre des plaines du Nord d'Adélaïde ;
10. El Prat del Llobregat (Barcelone, ESPAGNE) – Aquifère du delta de Llobregat

Parmi ces sites, sept sont localisés en France (Figure 26). Les principales caractéristiques des 10 sites sont résumés en Figure 27.

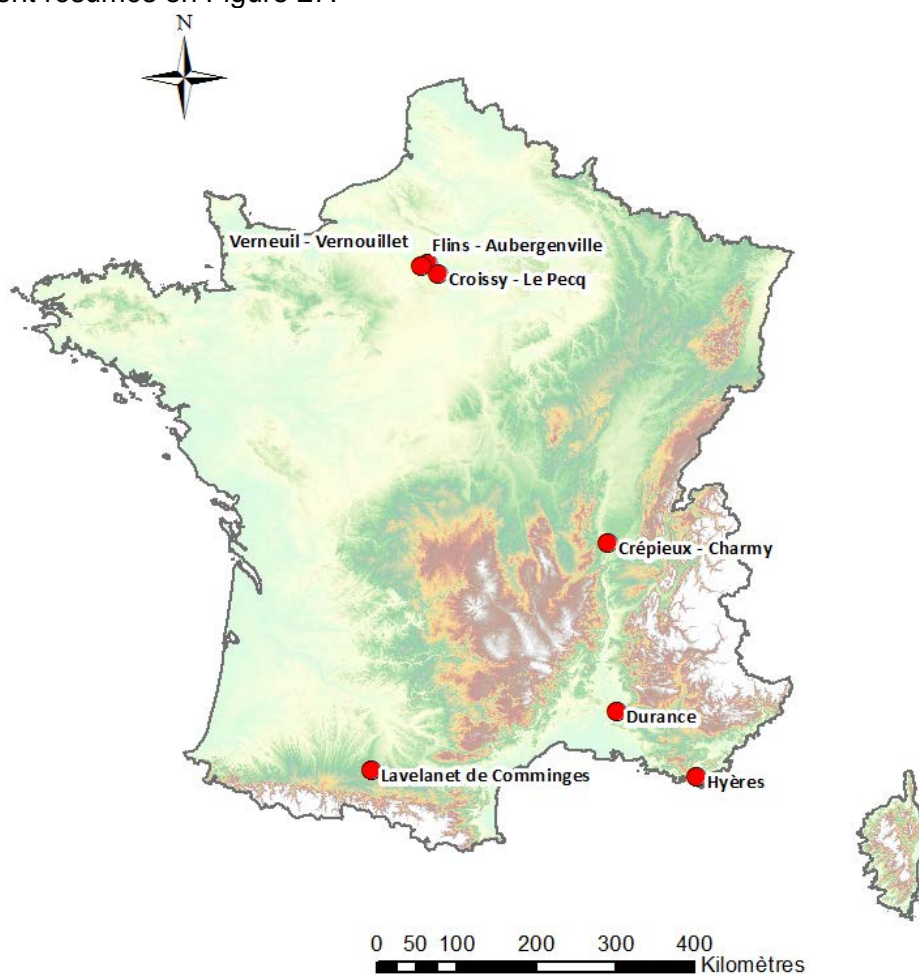


Figure 26 : Localisation des sites français décrits dans les fiches synthétiques (Annexe 3)

Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin RMC: contexte et analyse cartographique

Site	Localisation	Aquifère concerné	Eau de recharge	Objectif principal de la recharge	Type de dispositif	Type d'usage concerné	Etat actuel
Crépieux-Charmy	Rhône (69), France	Alluvions du Rhône - Ile de Miribel - Jonage	Eau du Rhône	Qualité (Barrière contre pollution)	Bassin d'infiltration	AEP	Actif
Croissy sur Seine - Le Pecq	Yvelines (78), France	Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne	Eau de la Seine	Quantité surtout (qualité indirectement)	Bassin d'infiltration	AEP	Actif
Flins - Aubergenville	Yvelines (78), France	Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne	Eau de la nappe alluviale alimentée par la Seine	Qualité / Quantité	Système combiné (Bi' Eau)	AEP	Actif
Verneuil - Vernouillet	Yvelines (78), France	Alluvions de la Seine (sous couverture limoneuse sauf vers coteaux) sur argiles	Eau de la nappe alluviale alimentée par la Seine	Qualité	Système combiné	AEP	Actif
Hyères les Palmiers (Aquarenova)	Var (83), France	Alluvions du Gapeau (zone de réalimentation en semi-captif: limons)	Eau du Roubaud (alimenté par canal Jean Natte)	Qualité (barrière contre intrusion saline)	Bassin d'infiltration	AEP	Actif
Durance	Bouches du Rhône (13) et Vaucluse (84), France	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	Eau de la Durance, eau de canaux ou de sources des coteaux	Quantité	Dépend du site. La plupart: forages d'injection.	Autre: recharge de la nappe de la Durance pour pallier risque abaissement du niveau piézo depuis canalisation d'une partie des eaux de la Durance pour aménagements hydroélectriques.	En arrêt, mais utilisable pour 3 sites (Cavaillon Cheval Blanc, Plan d'Orgon, Châteaurenard). Abandon pour les autres.
Lavelanet de Comminges	Haute-Garonne (31), France	Alluvions modernes de la Garonne	Eau du canal de Tuchan	Qualité	Bassin d'infiltration	AEP	Actif
Vessy	Bassin Genevois, Suisse	Formations fluvioglaciales nappe profonde du Genevois	Eau de l'Arve traitée	Quantité	Champ d'infiltration par le biais de tuyaux perforés	AEP	Arrêt pour maintenance
Salisbury (Parafield)	Plaines du Nord d'Adélaïde, Australie	Nappe saumâtre captive des sables miocènes T2 (formation de Port Willunga)	Eaux pluviales urbaines traitées	Qualité (diminuer la salinité de la nappe)	Forages d'injection (ASTR)	Irrigation (EDCH dans une moindre mesure)	Pas d'information
Barcelone (El Prat del Llobregat)	Catalogne, Espagne	Nappe de l'aquifère principal du delta de Llobregat (silt et argiles)	Eaux usées traitées de la station d'épuration d'El Prat del Llobregat	Qualité et quantité	Forages d'injection	RA pour barrière hydraulique. Mais REUSE à usage multiple (EDCH + irrigation + environnement)	Pas d'information

Figure 27 : Principales caractéristiques des sites faisant l'objet de fiches synthétiques en Annexe 3

Ces sites font l'objet de fiches synthétiques (Annexe 3) décrivant succinctement le contexte et l'objectif du dispositif de RA, la nappe aquifère visée, l'eau utilisée, les caractéristiques du dispositif, un retour d'expérience sur le fonctionnement et les bénéfices associés, des éléments de coûts si disponibles et des références bibliographiques.

Un exemple de fiche est présenté ci-dessous (Figure 28). Toutes les autres fiches sont consultables en annexe.

## 5) Dispositif Aqua Renova, Hyères les Palmiers (Var) – Nappe alluviale du Gapeau La RA par infiltration pour repousser le biseau salé / AEP

### Contexte et objectif du projet RA

Le nouveau dispositif de RA « Aqua Renova » a pour objectif la restauration de la nappe alluviale du Bas Gapeau sur le continent, en repoussant les intrusions salines, importantes en période estivale, pendant laquelle les prélèvements en eau augmentent considérablement (usage pour le tourisme et prélèvements agricoles).

Cette nappe constitue la principale ressource en eau potable de la ville d'Hyères. La commune exploite cette ressource par l'intermédiaire de deux champs captant du « Père Eternel » et du « Golf Hôtel » qui livrent en moyenne 4 millions de m<sup>3</sup> par an à la commune. Cet apport est complété par l'achat de 2 millions de m<sup>3</sup> par an au Syndicat d'Alimentation en Eau de l'Est Toulonnais. Depuis 2006, la nappe du Gapeau est menacée par des intrusions salines (identifiées jusqu'à 2 km à l'intérieur des terres), suites à plusieurs années de sécheresse.

### Nappe rechargée

La nappe visée est contenue dans l'aquifère des alluvions du Gapeau. Il est constitué de formations fluviatiles würmiennes de 5 à 25 m d'épaisseur. Ces alluvions ont une perméabilité de 10<sup>-6</sup> à 10<sup>-3</sup> m/s au niveau du site de réinfiltration, et une transmissivité générale de 10<sup>-4</sup> m<sup>2</sup>/s. Ils sont formés d'horizons aquifères discontinus : graviers, sables, sables argileux et argiles franches. Dans ces formations, les passées caillouteuses constituent le principal aquifère. Près du littoral, le faciès alluvial devient marin (sables fins peu perméables), rendant la nappe localement captive. Cette nappe est essentiellement alimentée par les pluies, les apports des coteaux et, lors de périodes de forte sollicitation, par des apports du Gapeau (qui en temps normal draine la nappe).

### Eau de recharge

L'eau utilisée pour la RA est celle du Roubaud, petit cours d'eau côtier hyérois alimenté par le canal Jean Natte.

### Dispositif RA

Le projet a été développé par Suez et est opérationnel depuis novembre 2015. Une station de pompage a été construite (à côté du gymnase des Rougières) afin de capter l'eau du Roubaud, en hiver exclusivement pour éviter les conflits d'usage (cf. Illustration 1). L'eau pompée est transportée par 2,2 km de canalisations (Ø350) jusqu'au deux

bassins d'infiltration naturelle d'une superficie total de 1000 m<sup>2</sup> (sur le site d'un bassin d'orage existant), constitués de plusieurs couches de sables et graviers. Ces bassins sont situés entre la mer et les ouvrages de captage. Ce dispositif est couplé à une gestion dynamique de la ressource : un suivi quotidien de la nappe, qui mesure et suit la progression du biseau salé au jour le jour et permet un pilotage des prélèvements dans la nappe. Le débit maximal de la recharge est de 50 l/s. La recharge est effective 20h sur 24h, du 1<sup>er</sup> novembre à fin avril. Sur cette période, 700 000 m<sup>3</sup> peuvent être rechargés.

### Éléments de coût

Le coût d'investissement s'élève à 2 380 000 €HT (2015), subventionné par le Conseil Général du Var et l'agence de l'eau RMC à hauteur de 30% chacun. Les travaux de canalisations et de transfert d'eau représentent 40% du coût total, suivi par le coût de réalisation des 2 bassins d'infiltration avec 25% du coût total (cf. Illustration 2).

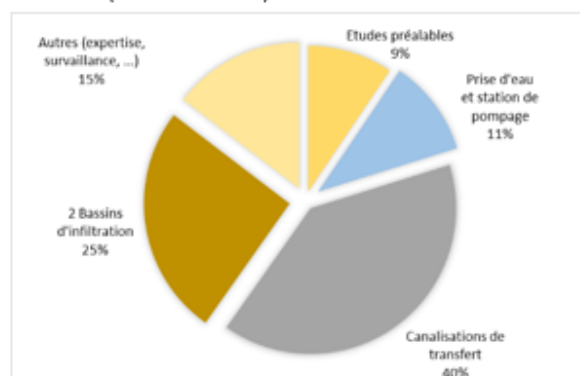


Illustration 2 : Répartition des coûts d'investissement du projet Aqua Renova

### Référence

- Eaux de Provence, SUEZ Environnement (2014) Aquarenova à Hyères : un dispositif de réalimentation de nappe phréatique unique en Provence Alpes Côte d'Azur. Dossier de presse. 11p.
- Service public de production et distribution d'eau potable d'Hyères les Palmiers, SUEZ Environnement, Eaux de Provence (2013) Synthèse du rapport annuel du délégataire. 16p.
- Service public de production et distribution d'eau potable d'Hyères les Palmiers, SUEZ Environnement, Eaux de Provence (2012) Synthèse du rapport annuel du délégataire. 16p.
- <http://www.aquarenova.fr/le-projet-aquarenova/>

Figure 28 : Exemple de fiche avec le site de RA d'Hyères les Palmiers (extrait de la fiche 5 de l'annexe 3)



### 3.4 RECAPITULATIF DU RETOUR D'EXPERIENCE

#### 3.4.1 Types de formations aquifères le plus souvent rechargés

Il s'agit, dans la majorité des cas, de formations alluviales (fluviales, fluvio-glaciaires, etc...) ou sédimentaires. L'ensemble des sites décrits en Annexe 3 en témoignent, avec 9 sites sur 10 rechargeant des formations alluviales, et 1 site (celui de Salisbury, en Australie) rechargeant une formation sédimentaire (sables miocènes). Cette tendance ressort aussi à l'échelle européenne (Sprenger et al., 2017). De manière générale, ces formations sont préférées aux formations karstifiées (grande capacité de stockage, mais quasi-absence de capacité de géo-épuration et diffusivité trop importante) et aux formations de socle fissurées (faible capacité de géo-épuration, capacité de stockage limitée, perméabilité hétérogène).

#### 3.4.2 Paramètres hydrodynamiques

Pour les sites décrits en Annexe 3 dont nous disposons des valeurs de perméabilité et de transmissivité de l'aquifère rechargé, l'échelle de valeurs va de  $10^{-2}$  à  $10^{-7}$  m/s pour la perméabilité, avec une moyenne avoisinant les  $10^{-3}$  m/s. Cette moyenne se rapproche des données recensées par Hannapel et al. (2014) sur les sites européens (perméabilités comprises entre  $10^{-2}$  et  $10^{-4}$  m/s). Ces valeurs sont caractéristiques des formations alluviales et sédimentaires, décrites ci-dessus. Elles permettent une géo-épuration satisfaisante de l'eau rechargée et l'infiltration de quelques mètres d'eau par jour. Il est important, avant de concevoir un dispositif de recharge artificielle, de prendre connaissance de la vitesse d'écoulement de l'eau au sein de la nappe, critère dépendant des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère, notamment de sa diffusivité (rapport de la transmissivité au coefficient d'emmagasinement). Nous ne disposons pas des valeurs de ce paramètre pour les 10 sites décrits en Annexe 3. En revanche, Casanova et al. (2013) et Wuilleumier et Seguin (2008) proposent une échelle de diffusivité allant de  $10^{-8}$  (faible vitesse d'écoulement, cas le plus inertiel) à  $6,4 \cdot 10^{-1}$  m<sup>2</sup>/s (vitesse d'écoulement élevée, cas le plus réactif). Dans le cas d'une diffusivité élevée, il faut prévoir de recharger légèrement en amont des périodes de besoin, voir pendant les périodes de besoin si la diffusivité est très élevée. À l'inverse, si elle est faible, il est alors possible d'envisager une recharge en période de hautes eaux, de manière à ce que l'eau rechargée soit disponible en période de besoin. Si l'eau de recharge est disponible tout au long de l'année et ne fait pas l'objet de restrictions ou de conflits d'usage (notamment en période d'étiage, pour la recharge par eau de surface ou eau souterraine), il est alors possible d'adapter les périodes de recharge en fonction des besoins. Il est cependant important de retenir qu'un temps de transport de 50 à 60 jours au minimum est demandé par les directives européennes (Sprenger et al., 2017).

#### 3.4.3 Eau de recharge utilisée

- **Eau de surface** (cours d'eau, lacs) : il s'agit du type d'eau de recharge le plus utilisé en France (cas pour 5 des 7 sites français présentés, les 2 autres sites de Flins-Aubergenville et de Verneuil – Vernouillet pratiquant la filtration par berges avant de réinjecter en bassin d'infiltration ou en étang, utilisant donc de manière indirecte l'eau de la Seine) ainsi qu'en Europe (Sprenger et al., 2017). Dans la plupart des cas, un traitement de l'eau à infiltrer est nécessaire : pour les eaux présentant une certaine turbidité, un tamisage et l'ajout de coagulant et le passage de l'eau par un bassin décanteur permet de retirer une grande partie des éléments en suspension dans l'eau (cas par exemple à Crépieux-Charmy et Croissy – Le Pecq, Annexe 3 fiches 1 et 2), prévenant de cette manière le phénomène de colmatage, aussi bien en bassin d'infiltration qu'en forage.

- **Eaux usées traitées** : d'après l'ANSES (2016), les eaux usées traitées ne sont actuellement pas utilisées pour la recharge artificielle des nappes en France. Cependant, certains dispositifs en France utilisent indirectement des effluents de STEP : c'est le cas par exemple des sites de recharge artificielle sur la Seine (Annexe 3, fiches 2 à 4). La Seine recevant les rejets de STEP à forte capacité en aval de Paris, ses eaux, bien que retraitées et filtrées par les berges et fond de bassins au sein des dispositifs de recharge, sont en effet constituées en partie d'eaux usées traitées. En Europe, comme dans le reste du monde (notamment en Israël et dans les pays du Maghreb), les eaux usées traitées peuvent être utilisées pour la recharge artificielle, même en recharge artificielle directe par forages (cas du site d'El Prat del Llobregat, en Espagne, où avant d'être injectée, l'eau subit un traitement par processus de coagulation-floculation, décantation lamellaire, filtration, désinfection, oxygénation, ultrafiltration, osmose inverse (50% de l'eau), et désinfection aux UV, cf. Annexe 3 fiche 10).
- Concernant les **autres types d'eau de recharge** (eau souterraine, eau de dessalement, etc...), ils représentent une part nettement moins importante des usages recensés. Dans certains pays, comme en Australie (cas du site de Parafield, Annexe 3 fiche 9), en Chine ou en Amérique latine, les eaux pluviales (urbaines ou non) peuvent être stockées et utilisées pour la recharge artificielle.

#### 3.4.4 Usages de l'eau

En France, comme globalement en Europe, l'usage final majoritaire de l'eau de la nappe rechargée est pour l'Alimentation en Eau Potable. C'est le cas à part entière pour 7 des 10 sites décrits en Annexe 3, c'est un des usages parmi plusieurs ou en prévision pour le site australien (Parafield, fiche 9) et le site espagnol (El Prat del Llobregat, fiche 10). Cela peut être expliqué par la rentabilité économique d'un projet de recharge artificielle pour cet usage, au vu de la forte demande en eau potable. L'irrigation est aussi un des grands usages de l'eau pour lequel la recharge artificielle s'avère utile. Le dispositif d'El Prat del Llobregat a premièrement été mis en place pour cet usage. En effet, la recharge artificielle est très utilisée pour l'irrigation dans les régions à production agricole importante et avec une tendance à l'aridification, telle que l'Espagne, les pays du Moyen Orient, l'Australie (cas aussi du site de Parafield), le Brésil, etc...

#### 3.4.5 Dispositif de recharge

En France, les dispositifs les plus répandus sont les **bassins d'infiltration** (4 sites sur les 7 décrits), ou la **filtration par berge** (utilisé sur 2 sites sur les 7 décrits, en système combiné). Ils sont surtout utilisés du fait que la majorité des aquifères rechargés en France soient libres ou semi-captifs (condition nécessaire à la mise en place de bassins d'infiltration) et alluviaux (accompagnant un cours d'eau, permettant donc d'utiliser la filtration par berge). Il est important de relever que les infiltrations en recharge indirecte sont séquentielles et favorisent l'oxydation dans le sol, tandis que les conditions réductrices ont plutôt tendance à se mettre en place dans le cas du filtrat de berge (pouvant provoquer la mise en solution de fer et de manganèse). En France, peu de sites sont pourvus de dispositifs de **recharge directe** : dans le cas des sites de la Durance (Annexe 3, fiche 7), le problème de colmatage des puits et le peu d'impact qu'avait la recharge sur le niveau de la nappe a induit récemment l'arrêt du fonctionnement des dispositifs. En revanche, la recharge directe par forages est beaucoup plus utilisée dans le reste du monde, notamment aux Etats Unis, en Afrique du Sud, sur le pourtour Méditerranéen (Italie ; Espagne dont le site d'El Prat del Llobregat), en Australie (dont le site de Parafield), etc... En Europe, les dispositifs de filtration par berge sont les plus nombreux (Sprenger et al., 2017).

### 3.4.6 Dimensionnement du projet

Il est nécessaire de bien définir les objectifs de recharge et les volumes visés/espérés afin de bien dimensionner les ouvrages. Le paragraphe 2.1.5 rappelle quelques formules, recensées par Detay (1997), faisant un lien direct entre la perméabilité de la formation aquifère, les dimensions de l'ouvrage (bassins, tranchées, forages), et les débits rechargés. Ces débits sont souvent définis, en fonction de l'objectif de la recharge (qualité, quantité), par modélisation hydrodynamique, prenant donc en compte les caractéristiques physiques de l'aquifère et leur variabilité spatiale. Ils doivent aussi respecter les restrictions d'usage imposées sur l'eau de recharge (volumes prélevables maximums et besoins écologiques des cours d'eau, etc). Le dimensionnement des ouvrages de recharge artificielle est également conditionnée par les critères de coûts d'investissement et de fonctionnement. Dans le cas de recharge indirecte, le nombre et la taille des bassins d'infiltration est ainsi fortement conditionné par la disponibilité du foncier et son prix d'achat. En zone urbaine, il est difficile de trouver des parcelles dont la surface excède quelques hectares (cf. section 2.3). Par ailleurs, la superficie d'infiltration nécessaire dépend fortement du taux d'infiltration de la zone favorable. Pour les cas d'études citées, ce taux varie d'un bassin à l'autre en fonction de la perméabilité du sol et de la profondeur de la nappe. A volume égal de recharge, infiltrer dans un bassin à taux d'infiltration deux fois moins élevé nécessite deux fois plus de superficie.

### 3.4.7 Colmatage des dispositifs

Le processus de colmatage est dû à une diminution de la perméabilité des formations rechargées (ou bien des massifs filtrants des bassins et des crépines des forages, selon le dispositif concerné) sous l'effet de l'accumulation de particules fines dans les pores ou la formation d'agrégats de microorganismes, de biofilms bactériens, la précipitation de minéraux, le piégeage de gaz néoformés, etc... Le colmatage réduit les performances des dispositifs de recharge au cours du temps. La concentration en Matières En Suspension (MES) est le principal paramètre qui pose problème dans les eaux de recharge. Le phénomène de colmatage s'observe sur tous les types de dispositif de recharge :

- Pour les **bassins d'infiltration**, les MES se retrouvent piégées et s'accumulent au sein du massif filtrant ou de la zone non-saturée de la formation aquifère. On considère généralement qu'une turbidité supérieure à 4-5 NTU risque de donner lieu à des colmatages trop importants. Pour limiter ce colmatage, une couche de 10 à 50 cm d'épaisseur de sable moyennement grossier est généralement déposée dans le fond du bassin. En cas de colmatage de la couche de sable, elle peut ainsi être raclée puis remplacée. Il est de plus préconisé que l'eau de recharge contienne moins de 1000 ppm de matières en suspension. Pour des raisons d'entretien et d'optimisation de l'infiltration, il est souvent nécessaire de réaliser plusieurs bassins fonctionnant en alternance (Bardeau, 2012), comme c'est le cas par exemple pour le site de Flins – Aubergenville (Annexe 3, fiche 3) où les 7 bassins sont utilisés de manière alternative avec des cycles de "mise en eau - mise à sec" d'une durée de 3 mois. Il est aussi possible d'installer un bassin de décantation en amont du système (cas des sites de Crépieux – Charmy, Croissy – Le Pecq et Lavelanet de Comminges, en Annexe 3 fiches 1, 2 et 7), de mettre en œuvre un traitement mécanique pour enlever les MES, ou de traiter l'eau par chloration pour éliminer l'activité microbologique (cas du site de Vessy en Suisse, Annexe 3 fiche 8). Dans le cas du site de Flins – Aubergenville (Annexe 3 fiche 3), le traitement de l'eau de la Seine infiltrée ne suffisait pas à pallier le problème de colmatage des bassins. Il a donc été choisi de réaliser une filtration de l'eau par les berges de la Seine, avant de l'injecter dans les bassin d'infiltration. Ce procédé a alors permis une diminution de 75% des boues récoltées.

- Pour les **tranchées et puits d'infiltration**, l'eau étant injectée à l'aide d'un tube perforé ou filtrant dans le centre du puits ou par un canal, le colmatage peut avoir lieu dans le tube, le massif filtrant et la zone non-saturée. Pour limiter ce problème, la mise en place d'un pompage, ou laisser ces dispositifs périodiquement à sec peut être envisagé.
- Pour les **forages d'injection**, l'oxydation et le développement algal sont moins conséquents que pour les dispositifs de recharge indirecte, mais le risque de colmatage y est plus important et plus difficile à contrer car il intervient en profondeur dans la nappe. Il peut s'agir du colmatage des crépines des forages, ou des pores de la formation aquifère autour des forages. Il est alors préconisé que l'eau de recharge contienne moins de 20 ppm de matières en suspension, qu'elle ne contienne pas d'air et que les crépines ne soient jamais dénoyées. Un traitement préalable de l'eau, l'utilisation de bassins de décantation, sont vivement conseillés dans le cas d'une eau chargée en éléments en suspension ou en polluants. Dans le cas précis de l'ASR, l'alternance de périodes d'injection et de pompage, induisant une inversion du sens de la circulation de l'eau au niveau des crépines et de l'aquifère à leur voisinage, présente aussi l'intérêt de limiter le phénomène de colmatage. Le phénomène de colmatage a été observé sur plusieurs sites en France, notamment en 1974 sur le site de Croissy – Le Pecq (Annexe 3, fiche 2), où un essai de recharge par injection avait été réalisé avant d'être abandonné. La plupart des dispositifs d'injection de la basse Durance (Annexe 3, fiche 6) comprenaient des bassins de décantation, et subissaient régulièrement des opérations de décolmatage (par air lift) en période d'arrêt. Malgré ces précautions, les différents forages se sont progressivement colmatés, faisant passer les volumes d'injection de 15Mm<sup>3</sup>/an demandés en 1972, à seulement 1,5Mm<sup>3</sup> en 2015. Pour le site de Parafield, en Australie (Annexe 3 fiche 9), au bassin de décantation est associé un système de traitement passif à lit de roseaux, permettant de réduire les taux de nutriments, métaux et polluants organiques de 90%.

De manière générale, pour contrer ce phénomène, des opérations d'entretien et/ou de renouvellement sont nécessaires selon le mode d'utilisation du dispositif : permanent ou intermittent. En terme de coûts, ces opérations sont généralement moins onéreuses dans le cas de dispositifs de recharge indirecte que pour de la recharge directe. En effet, pour les dispositifs de recharge indirecte, l'entretien peut simplement consister à excaver et remplacer le fond du bassin d'infiltration à coût moindre. Pour les dispositifs par injection, le colmatage peut nécessiter la mise en œuvre d'opérations de remédiation hydraulique (passage de l'injection au pompage), voire physico-chimique (traitement des colmatages bactériens, comme c'est le cas pour le site d'El Prat del Llobregat en Espagne, Annexe 3 fiche 10), un rééquipement du forage et un coût d'entretien plus important.

### 3.4.8 Comment sont initiés les projets de RA en France ?

En France, le recours à la recharge artificielle se justifie par des besoins quantitatifs, qualitatifs ou encore environnementaux. Comme précisé dans la partie 2.1.2, la RA doit être envisagée comme une mesure de complément d'autres actions visant à gérer une ressource en eau souterraine de manière durable, et non comme le seul moyen d'y parvenir.

En terme de **besoins quantitatifs**, la RA peut être mise en place dans les cas suivants :

- Dans le cas de masses d'eau souterraine pas nécessairement en déficit quantitatif, mais où les besoins grandissants pourraient à terme faire diminuer les volumes d'eau stockés, malgré les précautions prises en terme d'économie d'eau et de restrictions : la RA permet alors d'assurer un stockage d'eau supplémentaire à court ou long terme (en fonction des besoins et des caractéristiques de l'aquifère rechargé), en vue d'une utilisation ultérieure (période déficitaire). Les sites de RA sur les alluvions de la basse

Durance ont été réalisés pour prévenir une chute des niveaux piézométriques suite à une dérivation de l'essentiel du débit du cours d'eau dans un canal (aménagements EDF) ;

- Dans le cas d'une masse d'eau souterraine en déficit quantitatif : la RA permet de restaurer son bon état quantitatif en augmentant le flux entrant, permettant une remontée des niveaux piézométriques (cas du site de Croissy – Le Pecq, Annexe 3 fiche 2);
- Dans le cas de cours d'eau ou de plans d'eau en déficit quantitatif : de la même manière, la RA permet un soutien des débits des cours d'eau en augmentant soit le flux sortant de l'aquifère au niveau de ses exutoires naturels soit par le biais de reprise par pompage des stocks constitués et soutien artificiel régulé du cours d'eau. Si ces dits cours d'eau ou plans d'eau sont exploités, il s'agit alors de répondre à des besoins quantitatifs. Si ce n'est pas le cas, la RA pour soutenir ces masses d'eau de surface répond alors à des besoins environnementaux.

En terme de **besoins qualitatifs**, la RA est employée :

- Dans le cas de masses d'eau souterraine en mauvais état qualitatif : la RA permet l'injection d'une eau plus pure, qui, par effet de dilution, va faire diminuer les concentrations en éléments indésirables (dans la plupart des cas, nitrates, phosphates, métaux), dans le but de pouvoir consommer une eau plus saine (cas du site de Verneuil – Vernouillet, Annexe 3 fiche 4, où la RA a permis de faire nettement diminuer les concentrations en ammonium de 2009 à aujourd'hui ; et du site de Lavelanet de Comminges, Annexe 3 fiche 7, pour une diminution des fortes teneurs en nitrates de la nappe) ;
- Dans le cas de risque de pollution avéré de masses d'eau souterraine (échanges avec des masses d'eau de surface ou souterraine polluées, risque d'intrusion du biseau salé, ...) : la RA est dans ce cas utilisée pour créer une barrière d'eau saine, maintenant l'eau polluée ou salée à l'écart des zones de pompages (cas où la nappe est exploitée, sinon, intérêt environnemental). Par exemple, le site de Crépieux-Charmy (Annexe 3 fiche 1) a en grande partie été installé afin d'éviter l'intrusion d'eau du Rhône au niveau du champ captant, afin de pallier tout risque dû à une pollution accidentelle. À Hyères les Palmiers, le dispositif de RA (Annexe 3 fiche 5) permet de faire barrière aux intrusions salines.

En terme de **besoins environnementaux**, la RA peut être utilisée :

- Dans le cas de secteurs où le risque d'inondation par ruissellement et débordement de cours d'eau est présent : la RA permet de récupérer et conserver une partie des eaux pluviales et des eaux de crues et contribue de cette manière à limiter le risque inondation ;
- Dans le cas de secteurs pouvant subir une subsidence causée par la surexploitation d'une nappe : la RA aide à rétablir un niveau piézométrique suffisant pour éviter l'affaissement des terrains ;
- Dans le cas de cours d'eau ou de plans d'eau en déficit quantitatif ou en mauvais état qualitatif : la RA peut permettre de constituer des stocks mobilisables de manière désaisonnalisée et ainsi rétablir ou de maintenir un niveau d'eau et une qualité de l'eau satisfaisants pour sauvegarder les écosystèmes associés à ces masses d'eau de surface.

En France, la RA est jusqu'à présent mise en œuvre essentiellement pour répondre à des besoins quantitatifs et qualitatifs, en grande partie pour l'alimentation en eau potable (cas à part entière pour 6 des 7 sites français décrits en Annexe 3, ceux de la Durance, plus en activité actuellement, ayant eu un objectif général préventif aussi bien quantitatif qu'environnemental), et de manière moindre pour l'usage agricole (pas de cas entièrement dédié à cet usage relevé en France).

Il est important de noter qu'un même site de recharge peut répondre à plusieurs besoins, par exemple, le site de Flins – Aubergenville (Annexe 3 fiche 3), permettant à la fois d'accroître la capacité de l'aquifère, améliorer l'état quantitatif de la nappe de alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne, tout en améliorant la qualité de l'eau (réduction des concentrations en ammonium, fer, manganèse, ...).

### **3.4.9 Raisons de l'arrêt ou d'abandon de dispositifs de RA**

La recharge artificielle, utilisée depuis la fin du 19<sup>e</sup> siècle, compte de nombreux dispositifs actifs. Au cours de cette période, un certain nombre de sites ont dû être arrêtés de manière temporaire, ou définitivement abandonnés. En Europe, on en dénombre 56 (recensés en 2013) (Sprenger et al, 2017). Sur le bassin RMC, d'après le recensement effectué, 12 sites ont été arrêtés ou abandonnés. L'arrêt de ces dispositifs peut être dû à plusieurs facteurs (parfois combinés) :

- Colmatage : il peut arriver que les traitements effectués dans le but de pallier ce problème ne soient plus suffisamment efficaces, nécessitant des interventions fréquentes, augmentant ainsi les coûts de maintenance des dispositifs, réduisant dans le même temps leur rentabilité ;
- Survenance de problèmes techniques, d'incidents sur le dispositif : ce peut être dû aussi bien à une mauvaise gestion du site, du vandalisme, un accident matériel, ou encore des techniques d'entretien non adaptées à la configuration du dispositif, comme ce fut en partie le cas des dispositifs de la basse vallée de la Durance, où l'entreprise de décolmatage des forages a fait s'écrouler l'embase de certains ouvrages suite à une mauvaise évaluation de la pression d'air injecté (Annexe 3, fiche 6);
- Recharge artificielle qui s'avère inefficace ou peu utile : dans le cas des dispositifs cités ci-dessus, la baisse des niveaux piézométriques de la nappe alluviale de la Durance, suite à la dérivation du cours d'eau, n'a pas été aussi importante que ce qui était attendu. Par ailleurs, l'eau de recharge avait tendance à rejoindre rapidement le cours de la Durance, réduisant alors l'intérêt de recharger l'aquifère alluvial ;
- Problème affectant l'eau à recharger: il peut s'agir de déficit quantitatif, ou d'une pollution de l'eau qui ne peut pas être traitée avec le dispositif de recharge en place ;
- Autre source d'alimentation en eau trouvée, pouvant être de meilleure qualité, en plus grande quantité, ou moins coûteuse (cas du site de Trèbes, dans l'Aude, présenté dans le tableau en Annexe 2: raccordement à une retenue de barrage)

### **3.4.10 Aspects réglementaires, sociaux et économiques de la recharge artificielle**

A l'instar de l'ensemble des mesures de gestion des ressources en eau, les projets de recharge artificielle nécessitent d'articuler la faisabilité technique avec les faisabilités réglementaire, sociale et économique. Il en ressort des cas d'études investigués que ces

aspects n'ont été que rarement pris en compte et peu intégrés dans le développement du projet, dominés par les études techniques.

Sur le plan de la **réglementation** française, c'est principalement le code de l'environnement qui s'applique aux projets de recharge artificielle. Leurs mis en œuvre doit être soumis à une autorisation préfectorale et une étude d'impact (évaluation environnementale). Selon le CDGG (2017), l'étude d'impact détaillée est requise lorsque le volume annuel de recharge est supérieur à 10 Mm<sup>3</sup>/an. Pour des volumes de recharge inférieurs, la réalisation de l'étude d'impact est soumise à un examen au cas par cas.

Par ailleurs, la recharge artificielle doit être compatible avec les dispositions relatives à la protection et la préservation des eaux souterraines et encadrées par la loi sur l'eau et à la directive européenne sur l'eau. C'est ainsi que la réutilisation des eaux usées traitées ou des eaux industrielles des ICPE soumis au régime déclaratif, pour la recharge artificielle, est interdite en France (ANSES, 2016). A l'étranger, la réglementation de la recharge artificielle est généralement établie en fonction des usages de l'eau rechargée (et non pas de son origine). Par exemple aux Etats-Unis, la qualité de l'eau de recharge doit respecter les normes de qualité relatives à l'usage des eaux souterraines, quel que soit son origine (ex, obligation de traitement aux normes de qualité eau potable pour les usages domestiques).

L'acceptabilité **sociale** (et politique) peut être déterminante dans la réalisation effective des projets de recharge artificielle, notamment dans les cas où la qualité de l'eau de recharge est susceptible d'être controversée (ex. eau de surface pouvant présenter des dépassements périodiques des seuils de qualité) et engendrer une opposition des parties prenantes, y compris des usagers de la nappe visée. Du retour d'expérience des sites analysés, il est aujourd'hui admis que cette composante sociale doit être prise en compte le plus en amont possible dans les études préalables au projet. Elle se traduit à minima par la consultation et l'information des acteurs concernés par le projet de recharge artificielle.

La composante **économique** des études de faisabilité préalables est aussi importante que la composante technique. Dans le cas d'un objectif quantitatif, elle consiste en premier lieu à évaluer la rentabilité économique du stockage souterrain par des solutions de stockage en surface par des analyse coût-efficacité ou coût-bénéfice (plus rarement). D'après les analyses comparatives dans plusieurs pays, il est reconnu que la rentabilité du stockage souterrain, par la recharge artificielle, est nettement supérieure à celle du stockage en surface.

Suite à l'analyse des retours d'expérience, il est difficile d'établir des coûts de référence des dispositifs de recharge artificielle à partir des projets existants. En effet, les coûts d'investissement et les coûts opérationnels (entretiens et maintenance) sont très variables et dépendent d'une multitude de paramètres (localisation, type de dispositif, dimensionnement du projet, qualité de l'eau recharge, etc.) Par ailleurs, la plupart des projets existants ont été mis en place il y a longtemps et les données économiques associées sont peu ou pas disponibles. Pour ces raisons, une analyse de faisabilité économique au cas par cas serait plus pertinente dans le cadre de nouveaux projets de recharge artificielle.

Enfin, les données économiques détaillés des projets de recharges existants sont rarement disponibles aussi bien en France, qu'à l'étranger. Au niveau international, un groupe de travail spécifique à « l'économie de la recharge artificielle » a été initié par l'Association International des Hydrogéologues (AIH) en 2016. Son objectif est d'inventorier, d'analyser puis de comparer les coûts économiques et financiers des projets de recharges en activité.<sup>10</sup>

---

<sup>10</sup> Cf. <https://recharge.iah.org/economics-of-mar>

## 4 Cartographie de la faisabilité de la recharge artificielle sur le bassin RMC

### 4.1 INTRODUCTION

L'objectif de ce chapitre est de développer et de tester une méthode de cartographie de la faisabilité/potentialité de la recharge artificielle adaptée à un grand territoire tel que le Bassin RMC.

De nombreux facteurs doivent être pris en compte durant la procédure de sélection d'un site pour de la RA. Outre la disponibilité en eau, la capacité de l'aquifère à stocker l'eau et celle du sol à laisser l'eau s'infiltrer, il y a des critères économiques, environnementaux et institutionnels à prendre en compte. Ce qui rend le processus de choix relativement complexe. L'analyse cartographique multicritères intégrée dans un système d'information géographique permet d'identifier les priorités pour un projet RA donné (Gomes et Lins 2002).

De telles approches ont été menées en Espagne (Escalante et al. 2014 ; Rahman et al. 2012), en Jordanie (Steinel et al. 2016), en Inde dans le bassin du Gange, en Afrique du Sud ou encore en Australie (Dudding et al. 2006). Certaines des cartes de potentialité sont disponibles en ligne sur le site de l'IGRAC (International Groundwater Resources Assessment Centre - <https://apps.geodan.nl/igrac/ggis-viewer/viewer/globalmar/public/default>).

Ces méthodes doivent s'adapter aux types de données qui sont produites et disponibles dans la région d'étude, à savoir en France pour notre étude ; ainsi qu'aux données qui sont disponibles sur toute la superficie de la zone d'étude, à savoir le Bassin. La méthode développée dans cette étude repose sur l'existence, à l'échelle de la France, de deux données particulièrement importantes : (i) la BD Lisa pour obtenir une information la plus précise possible sur la capacité de l'aquifère à stocker de l'eau et (ii) l'Indice de Persistance des Réseaux (IDPR) qui permet d'obtenir une information qualitative sur le comportement ruisselant/infiltrant du sol et du sous-sol.

La méthodologie développée est décrite dans le paragraphe suivant ; elle est adaptée pour chacun des types de RA : la recharge directe par injection en forage et la recharge indirecte par bassin d'infiltration. Elle exploite des données disponibles à l'échelle de la France et pourra ainsi être appliquée dans d'autres bassins.

### 4.2 METHODOLOGIE

Pour conduire une analyse sur la possibilité de mettre en œuvre des dispositifs de recharge artificielle sur le territoire du bassin RMC, deux catégories de critères ont été identifiées: (i) les critères dits *physiques* (relatifs aux caractéristiques physiques du territoire) et (ii) les critères dits de *contrainte* (relatifs à la disponibilité et l'occupation du sol sur le territoire). Les critères à décrire dans chaque catégorie dépendent du type de dispositif de recharge artificielle que nous allons considérer, suivant qu'il appartient aux techniques de recharge indirecte ou directe (Figure 29).



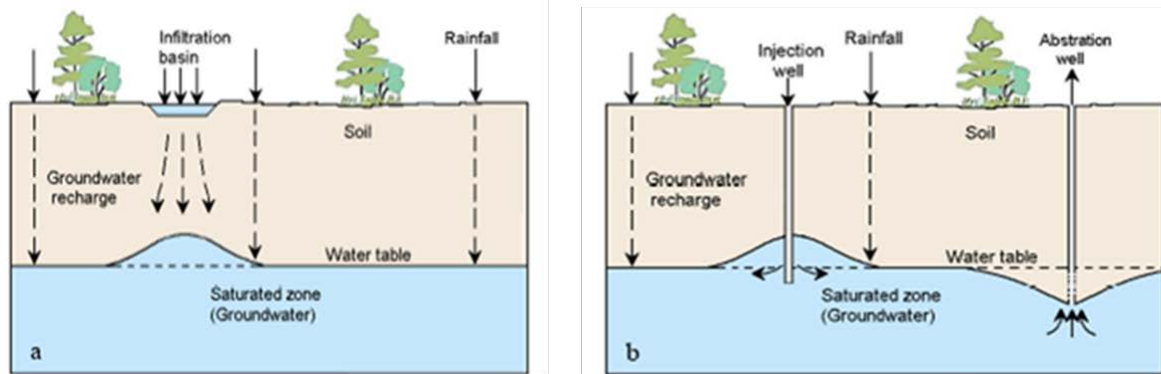


Figure 29: Types de dispositifs de recharge artificielle indirecte (a) et directe (b) considérés dans l'analyse.

Pour chacun des critères des deux catégories, une plage de valeurs est considérée qu'il s'agira de codifier en termes de *faisabilité* de la recharge par rapport à ce critère, selon le type de technique de recharge artificielle considérée (indirecte ou directe). **Il convient de remarquer ici que le terme de faisabilité, tel qu'utilisé dans ce rapport, n'inclut pas les notions de dimensionnement technique et de viabilité économique classiquement considérées dans une étude de faisabilité.** Une fois la valorisation réalisée, les critères considérés doivent être combinés, en appliquant une pondération représentative de leur importance relative, pour obtenir une note globale pour les critères physiques et de contraintes.

Ce chapitre présente pour chaque type de dispositif, les critères considérés, les éléments issus de la bibliographie permettant de définir leur caractère favorable/défavorable pour la mise en œuvre d'un dispositif de recharge artificielle, la donnée utilisée pour les décrire à l'échelle du bassin dans le cadre de cet exercice et la codification adoptée.

Les hypothèses, données et résultats issus de ce travail ont été présentés et discutés dans le cadre d'un « atelier de cartographie » le 27 mars 2017. Les discussions qui s'y sont tenues ont donné lieu à des modifications qui sont aussi documentées et intégrées aux cartes finales de façon à illustrer la sensibilité de l'analyse.



## 4.3 DISPOSITIFS DE RECHARGE INDIRECTE

### 4.3.1 Les critères Physiques

Les critères physiques à considérer pour ce type de dispositif concernent essentiellement les propriétés des aquifères que l'on cherche à recharger, la pente topographique, la capacité des formations à infiltrer de l'eau et l'épaisseur de la zone non saturée (ZNS).

#### 4.3.1.1 Propriétés des aquifères

Pour ce qui concerne les aquifères, les propriétés qu'il convient de caractériser pour discuter de leur intérêt vis-à-vis de la recharge artificielle indirecte sont synthétisées sur la Figure 30.

Propriétés	Perméabilité	Coefficient d'emmagasinement	Diffusivité	Profondeur
	Pour une porosité continue: $3,9 \cdot 10^{-4} < K < 10^{-2} \text{ m/s}$ (Casanova et al. 2012, Wuilleumier et Seguin 2008)	Pour une porosité continue : 3 à 8 % (Casanova et al. 2012, Wuilleumier et Seguin (2008)	$10^{-8}$ à $6,4 \cdot 10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$ (Casanova et al. 2012, Wuilleumier et Seguin 2008) ou temps de résidence de 6 mois (Rahman et al. 2011)	Entre 5 (Rahman et al. 2011) et 40 m (Wuilleumier et Seguin 2008)

Figure 30: Propriétés des aquifères généralement retenues comme favorables aux dispositifs de recharge artificielle indirecte.

En résumé, les techniques de recharge indirecte (infiltration d'eau depuis la surface) concernent par définition les aquifères libres, alors que la recharge directe (injection via un forage) concerne plutôt les aquifères captifs (même si on peut l'envisager sur des aquifères libres très profonds). D'une manière générale, l'analyse de la littérature montre que les aquifères les plus intéressants pour la recharge artificielle sont ceux à porosité d'interstice ou à double porosité tels que les alluvions, les cônes de déjection, les formations sableuses, gréseuses etc. Les aquifères karstiques peuvent être considérés dans le cas d'une « gestion active » de la ressource. Les aquifères de socle sont par contre très peu utilisés.

L'aquifère doit permettre l'écoulement de l'eau, donc sa perméabilité doit être suffisante pour cela. Cependant, dans la mesure où l'objectif de la recharge est le stockage d'eau, le coefficient d'emmagasinement de l'aquifère doit être suffisant et sa diffusivité (rapport de la transmissivité à l'emmagasinement) doit être faible pour permettre que l'eau soit stockée. Ainsi, nous pouvons considérer que la capacité des aquifères à être rechargés artificiellement peut être décrite par l'intermédiaire de trois propriétés physiques: la *perméabilité*, le *coefficient d'emmagasinement* et la *diffusivité*. Il n'existe pas de cartographie à l'échelle du bassin RMC permettant de décrire ces propriétés. Il a donc été décidé d'interpréter les attributs de la BDLISA (Seguin et Mardhel., 2012), pour définir le caractère favorable des entités aquifères que cette base de données décrit à l'échelle du bassin, pour chacun des critères.

#### 4.3.1.1.1 La BDLISA

La Base de Données des Limites des Systèmes Aquifères (BDLISA) est un référentiel hydrogéologique construit par le BRGM sur le territoire français. Elle décrit l'ensemble des entités hydrogéologiques du territoire national et leur fixe des caractéristiques à l'aide d'attributs, conformément à la nomenclature établie par le Sandre (2015).

Trois niveaux d'identification des entités hydrogéologiques sont retenus dans la BDLISA:

- le niveau national (Niveau 1) fournit une représentation nationale des grands ensembles hydrogéologiques dont il montre la distribution spatiale et l'importance en tant que ressource quantitative. La gamme d'échelle d'utilisation cartographique est comprise entre le 1/500 000 et le 1/1 000 000 ;
- le niveau régional (Niveau 2) fournit une représentation régionale ou par bassin des entités hydrogéologiques (échelle de visualisation de l'ordre du 1/250 000) ;
- le niveau local (Niveau 3) correspond à la représentation la plus détaillée du référentiel, à une échelle de l'ordre du 1/50 000.

L'analyse proposée se place à l'échelle du Niveau 3, puisqu'il est censé être le plus précis d'un point de vue géographique (même s'il n'est pas forcément décrit sur tout le bassin, Figure 31).

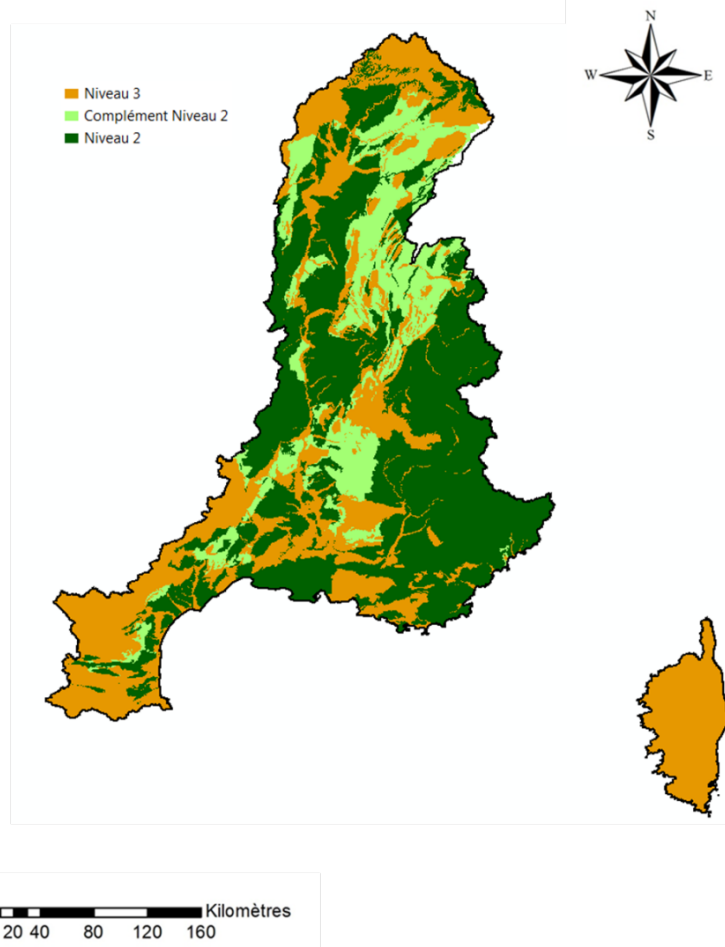


Figure 31: Couverture des entités du niveau 2 et 3 sur le bassin RMC.

La notion d' « Ordre » correspond à la succession des entités hydrogéologiques sur une coupe verticale. Les entités superficielles sont classées en Ordre 1. Ce sont donc les entités appartenant à cet ordre que nous utiliserons pour construire la carte de faisabilité de la recharge indirecte (infiltration depuis la surface).

La BDLISA délimite toutes les entités hydrogéologiques présentes sur toute la France, au format vecteur. Pour chaque entité, une table attributaire renseigne plusieurs champs, dont les champs « Nature », « Etat », « Thème » et « Milieu » peuvent être utilisés pour caractériser les critères physiques que nous cherchons à renseigner. Cependant, ces champs ne contiennent pas de valeurs numériques de perméabilité, diffusivité ou de coefficient d'emmagasinement, mais des codes (Figure 32) qui font référence à des descriptifs plus ou moins précis, à partir desquels il est possible de déduire des ordres de grandeur pour ces critères.

« Nature »	« Etat »	« Thème »	« Milieu »
X : NoData	X : NoData	X : NoData	X : NoData
0 : Inconnu (absent sur bassin RMC)	0 : Inconnu	0 : Inconnu	0 : Inconnu
1 : Grand système aquifère (absent sur bassin RMC)	1 : Nappe captive	1 : Alluvial	1 : Poreux
	2 : Nappe libre	2 : Sédimentaire	2 : Fissuré
2 : Grand domaine hydrogéologique (absent sur bassin RMC)	3 : Libres et captives	3 : Socle	3 : Karstique
3 : Système Aquifère	4 : Alternativement libre puis captive	4 : Intensément plissés de montagne	4 : Matricielle / fissures
	5 : Semi-captive		5 : Karstique / fissures
4 : Domaine hydrogéologique	-	5 : Volcanisme	6 : Fractures et/ou fissures
5 : Unité aquifère	-	-	7 : Matricielle / fractures
	-	-	8 : Matricielle / karstique
6 : Unité semi-perméable	-	-	9 : Matrice/fracture/ karst
7 : Unité imperméable	-	-	-

Figure 32: Présentation des codes utilisés dans la BDLISA en fonction des critères (Sandre, 2015).

Les descriptifs des codes sont présentés dans l'extrait du rapport de Seguin et Mardhel (2012), que nous avons repris dans ce qui suit.

#### 4.3.1.1.1 Le critère « Nature » des entités hydrogéologiques

Le Grand Système Aquifère : Le grand système aquifère est un système physique composé d'une ou plusieurs unités aquifères, globalement en liaison hydraulique et qui est circonscrit par des limites litho-stratigraphiques et/ou structurales. Le grand système aquifère est une entité de premier niveau (NV1).

Le Grand Domaine Hydrogéologique : Le grand domaine hydrogéologique est un système physique peu ou pas aquifère. Il peut contenir des unités aquifères mais sans grande extension latérale et isolées dans le massif imperméable. Le grand domaine hydrogéologique est une entité de premier niveau (NV1).

Le Système Aquifère : Le Système Aquifère est une entité hydrogéologique aquifère issue d'une subdivision verticale ou horizontale d'un grand système aquifère ou d'un grand domaine hydrogéologique. La subdivision s'effectue sur, au moins l'un des critères suivants: lithologie, structure, stratigraphie, piézométrie, géochimie, hydraulique. La constitution des systèmes est issue de la connaissance à instant donné du milieu souterrain. Le système aquifère est une entité de niveau régional NV2.

Le Domaine Hydrogéologique : Un domaine hydrogéologique est une entité hydrogéologique peu aquifère issue d'une subdivision verticale ou horizontale d'un grand domaine hydrogéologique ou d'un grand système. La subdivision s'effectue sur, au moins, l'un critères suivants : lithologie, structure, stratigraphie, piézométrie, géochimie, hydraulique. Le domaine hydrogéologique est une entité de niveau régional NV2.

L'unité aquifère : L'unité aquifère est un système physique élémentaire présentant des conditions hydrodynamiques homogènes, suffisamment conductrice pour permettre la circulation de l'eau souterraine. Une unité aquifère est une entité hydrogéologique de niveau local présentant une perméabilité moyenne supérieure (ou supposée supérieure) à  $10^{-6}$  m/s présentant des ressources en eau suffisante pour être exploitée. L'unité aquifère est le résultat du découpage d'un système aquifère ou d'un domaine hydrogéologique (éventuellement directement d'un grand domaine ou d'un grand système aquifère).

L'unité semi-perméable : Une unité semi-perméable est une entité hydrogéologique de niveau local avec une perméabilité moyenne comprise entre  $10^{-9}$  m/s et  $10^{-6}$  m/s. Cette unité peut contenir des ressources en eau mais sa productivité est insuffisante pour que ces ressources puissent être exploitées. L'unité semi-perméable est le résultat du découpage d'un domaine hydrogéologique ou d'un système aquifère (éventuellement directement d'un grand domaine ou d'un grand système aquifère).

L'unité imperméable : L'unité imperméable est un système physique élémentaire présentant des faibles circulations d'eau. Sa perméabilité moyenne est inférieure à  $10^{-9}$  m/s. La définition du dictionnaire hydrogéologique français est la suivante : qualifie un milieu théoriquement impénétrable et non traversable par un fluide et en pratique ne laissant passer aucun flux significatif sous un gradient de potentiel hydraulique donné.

#### **4.3.1.1.2 Le critère « Etat » des entités hydrogéologiques**

L'État du référentiel précise le statut de la nappe contenue dans les entités aquifères :

La nappe est captive lorsqu'elle est confinée entre deux terrains peu ou pas perméables ;

La nappe est libre lorsqu'elle n'est pas limitée vers le haut par des terrains imperméables ;

La nappe est libre et captive lorsqu'elle est globalement libre ou captive mais comporte respectivement des parties captives ou libres à un ou plusieurs endroits de sa superficie ;

La nappe est alternativement libre puis captive lorsqu'elle présente des évolutions « libre / captive » au cours du temps ;

La nappe est semi-captive lorsqu'elle est caractérisée par un régime hydrodynamique intermédiaire entre les régimes captif et libre. Il s'agit généralement d'une entité sous couverture où le toit de l'entité présente des zones de perméabilité (semi-perméable) permettant des transferts des eaux.

#### **4.3.1.1.3 Le critère « Thème » des entités hydrogéologiques**

Le référentiel hydrogéologique est construit sur la base d'une subdivision du territoire en entités hydrogéologiques rattachées à cinq thèmes principaux :

Le thème Alluvial : ensemble des dépôts de plaine alluviale accompagnés des terrasses connectées hydrauliquement avec les cours d'eau ;

Le thème Sédimentaire : ensemble des formations peu ou pas déformées, non métamorphosées des bassins sédimentaires ;

Le thème Socle : formations magmatiques et métamorphiques ;

Le thème Intensément plissé de montagne : ensemble de formations géologiques récemment plissées appartenant aux massifs montagneux alpins, pyrénéens, languedociens et jurassiens ;

Le thème Volcanisme : volcanisme tertiaire et quaternaire ayant conservé une géométrie, une morphologie et/ou une structure volcanique identifiable :

#### **4.3.1.1.4 Le critère « Milieu » des entités hydrogéologiques**

Le Milieu décrit le type de porosité caractérisant majoritairement l'entité. Les différents types retenus sont définis dans la Figure 32.

La double porosité de code 4 est attribuée à une entité caractérisée à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de fissures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important (cas des aquifères de la craie par exemple).

La double porosité de code 5 est attribuée à une entité caractérisée à la fois par un réseau karstique et par un réseau de fissures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important (cas des « chaînons » calcaires pyrénéens).

La double porosité de code 6 est attribuée à une entité caractérisée à la fois par des fractures et des fissures (cas de certaines entités volcaniques en Martinique).

La double porosité de code 7 est attribuée à une entité caractérisée à la fois par une matrice poreuse et par un réseau de fractures ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.

La double porosité de code 8 est attribuée à une entité caractérisée à la fois par une matrice poreuse et par un réseau karstique ayant tous deux un rôle hydrodynamique important.

#### 4.3.1.1.1.5 Notes attribuées aux critères

Sur la base des définitions des critères décrits dans ce qui précède, nous avons attribué des notes aux codes et valeurs qui y sont décrits, présentées sur la Figure 33.

Note attribuée / Type de critère	Défavorable 0	Très peu favorable 1	Peu favorable 2	Moyennement favorable 3	Favorable 4
BDLISA: « Nature »	7	X-4-NoData	6	3	5
BDLISA: « Etat »	1	0-X-5-NoData	3	4	2
BDLISA: « Thème »	3-4	X-NoData	5	2	1
BDLISA: « Milieu »	2-6	X-0-NoData	3-5-9	4-7-8	1

Figure 33 : Mise en relation des codes et valeurs décrivant des critères physiques de la BDLISA retenus, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte. La signification des codes est présentée dans la Figure 32 (les codes non indiqués indiquent une absence sur le territoire du bassin RMC).

Ainsi, le critère « Nature » permet de caractériser la perméabilité de l'aquifère. Le code 5 traduit par exemple qu'il s'agit d'une « unité aquifère dont la perméabilité est supérieure à  $10^{-6}$  m/s » (Seguin et Mardhel., 2012). Ces unités étant les plus intéressantes en termes de recharge artificielle, la note 4 (favorable) leur est attribuée. *A contrario*, les « unités imperméables », codées par un 7 pour ce critère sont bien sûr totalement défavorables à la recharge artificielle, raison pour laquelle on leur attribue la note 0. Les autres types d'aquifère décrits par ce critère ont des notes comprises entre ces deux valeurs.

Le critère « Etat » évalue le caractère libre ou captif de la nappe. Le code 2 décrit les nappes libres, considérées comme favorable à la mise en place d'un dispositif de recharge indirecte. On leur attribue donc la note de 4. En revanche, les nappes captives (codées en 1) ne sont pas intéressantes puisqu'elles sont sous couverture. On leur attribue donc la note 0. Les autres types de nappes décrites par ce critère ont des notes comprises entre ces deux valeurs.

Les critères « Thème » et « Milieu » sont utilisés pour décrire de manière qualitative la capacité de stockage des aquifères. Parmi les valeurs du premier critère, nous pouvons considérer que les « alluvions » (code 1) et les « roches sédimentaires » (code 2) ont une plus grande capacité à stocker de l'eau que les formations de « socle » (code 3) ou « intensément plissées de montagne » (code 4). D'après la littérature, ce sont les alluvions qui sont les plus favorables pour la recharge artificielle. La note de 4 leur est donc attribuée. Le critère « Thème » n'est cependant pas suffisant pour décrire toutes les situations puisqu'il ne fait pas la distinction, pour les roches sédimentaires par exemple, entre les domaines karstiques et le reste. Or les karsts sont connus pour infiltrer très rapidement l'eau et ils peuvent en faire de même pour l'évacuer. Cependant, ils peuvent aussi présenter un intérêt certain pour la recharge artificielle dans des conditions de gestion active (exemple de l'aquifère du Lez, alimentant la ville de Montpellier). A ce jour cependant, la description disponible dans la BDLISA ne permet pas de différencier les formations karstiques sur cette base. Le critère « Milieu » peut être utilisé pour caractériser le caractère diffusif des formations considérées à partir de la description qu'il propose. Ainsi, les milieux poreux (code 1) sont considérés comme les plus favorables par rapport à ce critère et sont donc notés avec un 4. Les milieux à double porosité, avec une dominante matricielle (codes 4,7 et 8) sont considérés moins favorables et donc notés avec un 3. Les milieux de type « Karstique » (code 3) et les autres milieux à double porosité (codes 5 et 6) sont notés à 2. Le milieu « Fissuré » étant considéré défavorable dans la littérature, il est noté à 0. Pour tous les critères, lorsque l'on n'a pas de données (NoData), on considère que le contexte est très peu favorable (note 1), mais non disqualifiant.



#### 4.3.1.1.2 Le critère physique BDLISA obtenu

Les 4 critères issus de la BDLISA sont combinés pour obtenir une note globale pour le critère physique BDLISA. Cette combinaison est faite en pondérant de manière arbitraire et sur la base de notre expertise les critères les uns par rapport aux autres, de manière à traduire leur importance relative :

$$BDLISA = (2 \times \text{Nature} + 1 \times \text{Etat} + 2 \times \text{Milieu} + 1 \times \text{Thème})/6 \quad (\text{Eq. 1})$$

Les critères Etat et Thème sont considérés comme moins importants que les deux restants dans la mesure où ils sont généraux. La carte résultante est présentée sur la Figure 34.

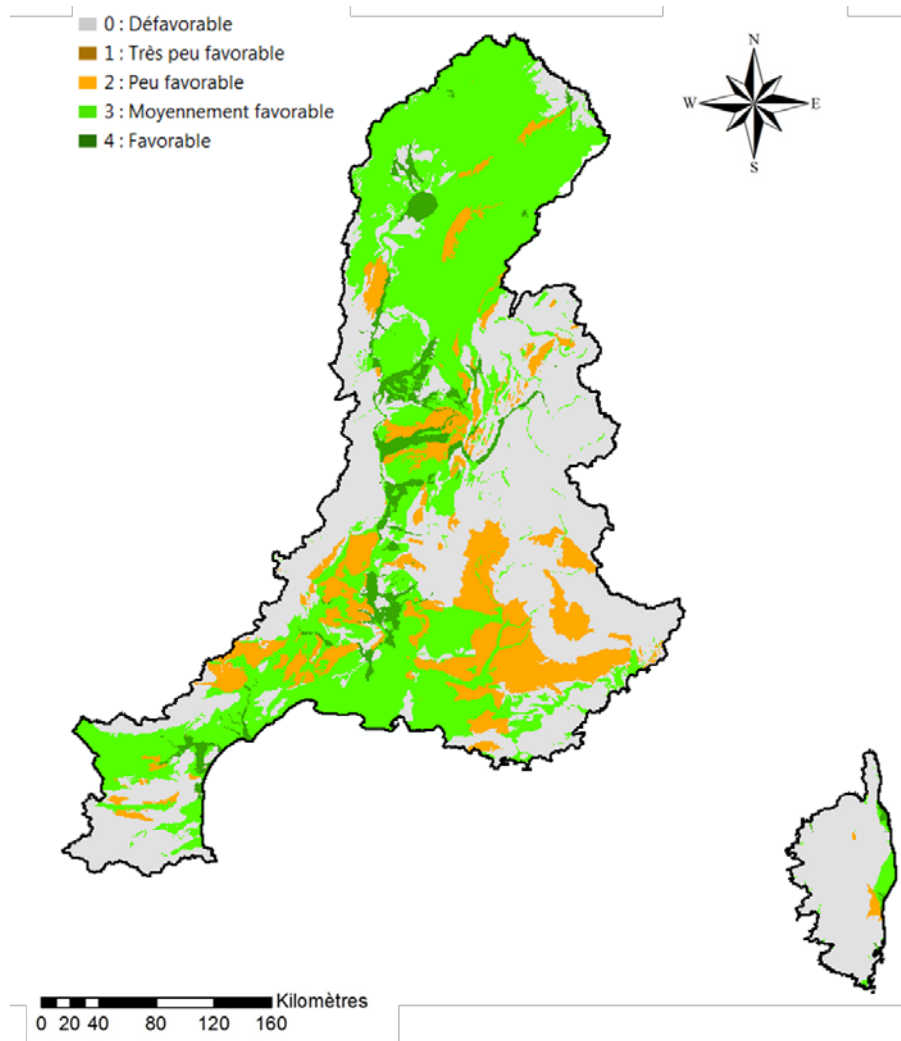


Figure 34: Recharge Indirecte – Carte du critère physique BDLISA.

#### 4.3.1.2 La pente

La pente du terrain et la surface disponible pour installer les équipements nécessaires à la mise en œuvre de la recharge artificielle peuvent influencer la possibilité de mettre en place un dispositif de recharge artificielle indirecte. En effet, d'après la littérature, les méthodes indirectes sont applicables uniquement sur des terrains relativement plats : entre 0 et 5 % (Saint-Pé 1971, Rahman et al. 2012). Les bassins d'infiltration ne peuvent théoriquement être mis en place que

sur des pentes inférieures à 2% (Saint-Pé 1971), même si l'on peut envisager que des travaux de terrassement puissent être réalisés pour y pallier.

A l'échelle du bassin, on peut calculer la pente à partir du Modèle Numérique de Terrain de la BD ALTI® au 50 m (IGN, 2017). Les valeurs moyennes sont calculées à l'échelle des entités BDLISA, pour leur attribuer un critère Pente représentatif et les notes correspondantes aux valeurs obtenues sont présentées en Figure 35.

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
Pente	-	> 30 %	8 - 30 %	3 - 8 % (moy)	0 - 3 % (moy)

Figure 35: Mise en relation des valeurs moyennes de la pente obtenue pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.

Ainsi, la situation est considérée comme favorable (note 4) pour une valeur moyenne inférieure à 3% (2% selon Saint-Pé, 1971, mais comme il s'agit d'une valeur moyenne sur une entité BDLISA, le seuil est augmenté à 3% pour prendre en compte la variabilité de l'écart-type). Pour des pentes comprises entre 3 et 8 %, il apparaît difficile d'implanter des bassins d'infiltration mais on peut imaginer d'utiliser d'autres dispositifs comme des tranchées drainantes par exemple. De ce fait, la note attribuée est 3. Pour les deux dernières notes (2 et 1), le seuil de séparation (30%) est choisi arbitrairement, en fonction de la répartition des moyennes de pente sur les entités BDLISA.

#### 4.3.1.3 L'IDPR: capacité d'infiltration des formations

L'Indice de Développement et Persistance des Réseaux (IDPR), développé au BRGM (Mardhel et al, 2004), propose une description de la capacité des formations à infiltrer ou à faire ruisseler l'eau. Il est basé sur une approche géomorphologique comparant le réseau hydrographique pérenne et intermittent au réseau hydrographique théorique extrait de la topographie. La théorie, selon un modèle parfait, est que les cours d'eau se dessinent en suivant les dépressions et la pente. Ainsi, un réseau théorique est créé et comparé avec le tracé naturel des cours d'eau. Ce dernier est beaucoup plus complexe que le précédent puisqu'il dépend en grande partie de la géologie. Si les deux réseaux ne se superposent pas alors l'hypothèse d'une infiltration dominante prime (IDPR < 1000). Dans le cas contraire, lorsqu'ils coïncident c'est le ruissèlement qui est considéré comme dominant (l'IDPR tend vers 2000). L'IDPR est une donnée raster avec une maille de 50 m par 50 m. La version publiée en 2007 est utilisée pour le bassin Rhône-Méditerranée. Comme pour la Pente, les valeurs moyennes sont calculées pour les entités BDLISA, mais aussi les écarts-types, pour prendre en compte la dispersion des valeurs au sein d'une entité. Les notes correspondant aux valeurs obtenues sont présentées dans la Figure 36.

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
IDPR	-	moy > 1400	std > 400	std < 400	moy < 600

Figure 36: Mise en relation des valeurs moyennes et de l'écart-type de l'IDPR obtenus pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.

La pleine échelle des valeurs de l'indice IDPR [0 – 2000] couvre la totalité des possibilités, allant du « totalement infiltrant » jusqu'au « totalement ruisselant ». Par conséquent, nous considérons que pour la plage de valeurs [0-600], on se situe sur des formations infiltrantes, auxquelles nous attribuons la note 4. A l'inverse, au-dessus de 1400, on peut considérer la formation comme ruisselante et la note attribuée est 1. Entre ces deux bornes, la différence entre les notes 2 et 3 est réalisée sur base de l'écart-type. Plus il est faible, plus la probabilité d'avoir des valeurs proches de la valeur moyenne est grande. Par conséquent, nous considérons qu'une entité BDLisa sur laquelle l'écart-type des valeurs de l'IDPR est supérieur à 400 doit être considérée comme moins favorable à l'infiltration (note 2) qu'une UHF présentant un écart-type plus petit que 400 (note 2).

#### 4.3.1.4 L'épaisseur de la zone non saturée (ZNS)

Dans le cadre de l'évaluation préliminaire du risque d'inondation par remontée de nappe, une méthode de cartographie de l'épaisseur de la ZNS a été développée pour la France par le BRGM (Allier et al., 2011). Cette donnée est disponible au format raster et à une échelle de 1/100 000. Suivant cette méthode, l'épaisseur de la ZNS a été estimée à partir notamment des niveaux piézométriques observés au sein des forages disposant d'une observation au moment de leur réalisation et à partir des valeurs moyennes pour les piézomètres. Les niveaux de hautes eaux et basses eaux n'ont donc pas été pris en compte. Ce critère est à manipuler avec précaution puisqu'il présente de grandes incertitudes. Les valeurs moyennes d'épaisseur de la ZNS sont calculées à l'échelle des entités BDLISA, pour leur attribuer un critère épaisseur ZNS représentatif. Les notes correspondant aux valeurs obtenues sont présentées sur la Figure 37.

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
<b>Epaisseur de la ZNS</b>	< 1m	1 - 5 m	71 -100	41 - 70	5 à 40 m

Figure 37: Mise en relation des valeurs moyennes de l'épaisseur de la ZNS obtenus pour chaque entité BDLISA, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.

L'analyse de la littérature indique que des dispositifs de recharge artificielle indirecte peuvent être mis en place pour des épaisseurs de ZNS allant de 5 m (Rahman et al. 2011) à 40 m (Wuilleumier et Seguin, 2008). Ces derniers notent cependant qu'on peut trouver des sites avec des épaisseurs de ZNS supérieures. Ainsi, nous considérons que c'est entre 5 et 40 m que l'épaisseur de la ZNS est la plus favorable (note 4). Au-delà de 40 m et jusqu'à 100 m, la profondeur est de moins en moins favorable (note 3 puis 2 pour des épaisseurs > 70 m – valeur arbitraire). En effet, l'eau pourrait ne pas atteindre la nappe ou prendre trop de temps pour le faire, ce qui rendrait le projet moins efficace.

Nous ne considérons pas des épaisseurs supérieures à 100 m dans la mesure où c'est la valeur maximale cartographiée sur le bassin (liée à la méthode de calcul). Quand l'épaisseur de la ZNS est inférieure à 5 m, le battement de la nappe lié à la recharge apparaît trop limité, raison pour laquelle la situation est considérée comme la moins favorable (note 1). Enfin, pour des épaisseurs < à 1 m, on considère que la nappe est trop proche pour que la recharge artificielle ait un sens ou que les installations soient susceptibles d'être inondées par les remontées de nappe en période de crue (note 0).

#### 4.3.1.5 Carte des critères physiques avant atelier de travail

Les quatre critères présentés sont combinés pour obtenir la carte de la faisabilité de la recharge artificielle indirecte du point de vue des critères physiques (Figure 38). Les critères sont combinés par calcul de la moyenne arithmétique et en intégrant une pondération définie de manière arbitraire et sur la base de notre expertise suivant l'équation :

$$\text{Critères Physiques} = (4 \times \text{BDLISA} + 2 \times \text{Pente} + 2 \times \text{IDPR} + 1 \times \text{ZNS})/9 \quad (\text{Eq. 2})$$

La capacité des aquifères à infiltrer et à stocker l'eau de recharge étant essentielle, le poids du critère BDLISA doit être supérieur aux autres. La précision de la donnée sur l'épaisseur de la ZNS étant faible, nous avons choisi de lui attribuer un poids inférieur à celui des autres.

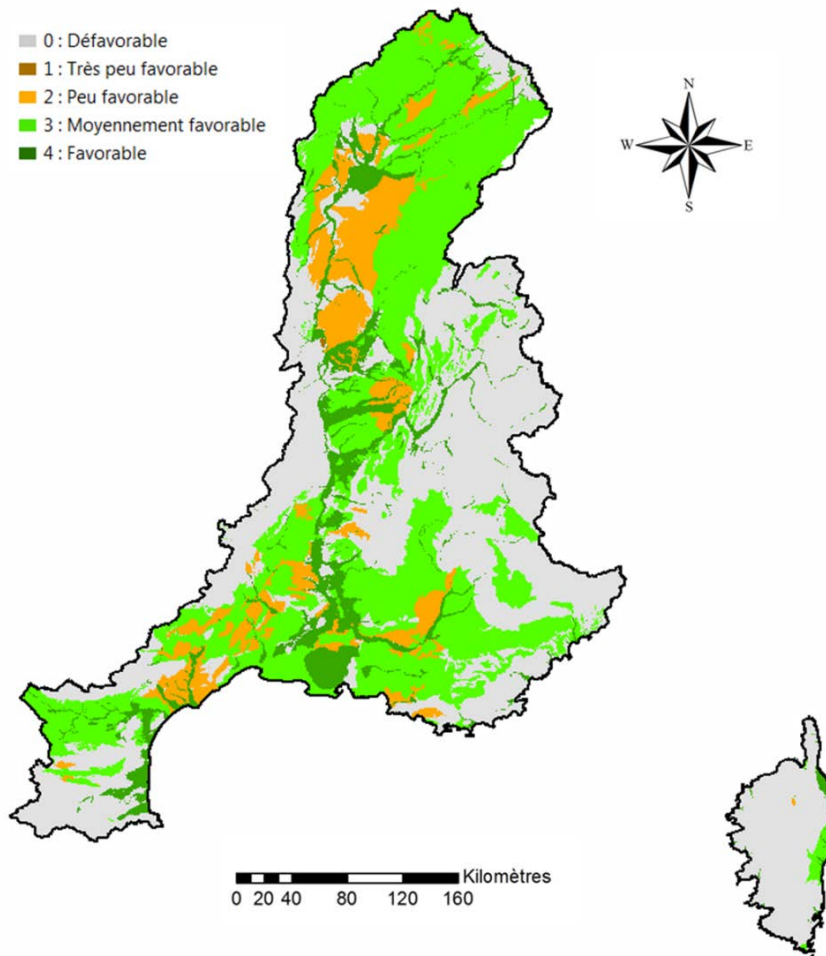


Figure 38: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques.

#### 4.3.1.6 Modifications apportées suite à l'« atelier de cartographie » du 27 mars 2017

L'atelier de cartographie du 27 mars 2017 a permis de soulever plusieurs points problématiques et de proposer des solutions d'amélioration de la méthode appliquée pour réaliser la carte des critères physiques. Le détail des mises à jour et raisonnements aboutissant aux résultats obtenus figure en Annexe 4 a).

- **Mise à jour de certains champs de description d'entités BDLISA** : la BDLISA a été utilisée pour caractériser les propriétés des aquifères, mais l'exercice a été l'occasion de

constater quelques problèmes sur l'information des caractéristiques attribuées aux entités de niveau 3. Ainsi, des mises à jour ont été appliquées aux entités suivantes : 621AX01, 643AB00, 643AD00 et 600AE13.

- **Proposition d'utilisation des données de la BD de la synthèse hydrogéologique du bassin** : les différents services régionaux du BRGM ont réalisé dans les années 2000 avec l'aide technique et financière de l'agence de l'eau, un travail de redécoupage des aquifères du bassin et de synthèse des données hydrogéologiques les concernant à l'échelle du bassin. L'ensemble des données qui ont été compilées dans le cadre de ce travail ont été regroupées dans une base de données que l'Agence de l'Eau RMC a conservée. Cependant, au vu de la difficulté à associer les entités décrites dans cette base de données et celles de la BDLISA et du peu d'informations supplémentaires apportées par cette base de données, il est apparu plus simple de conserver la BDLISA comme moyen de caractériser les propriétés physiques des aquifères de manière homogène.
- **Vérification des cartes piézométriques utilisées pour la réalisation de la carte d'épaisseur de la ZNS** : il a été vérifié que l'ensemble des cartes piézométriques existantes au format numérique sur le bassin RMC ont été utilisées, et que les données qui ont été prises en compte dans ce travail correspondent bien à la dernière version de la carte de remontée des nappes réalisée à l'échelle nationale.
- **Reclassement du critère Epaisseur de la ZNS** : Alexandre Duzan (SUEZ) ayant indiqué que son expérience lui avait montré qu'un projet pouvait être considéré comme favorable dès lors que la ZNS présentait une épaisseur d'au moins 2 m, la codification pour ce critère a été modifiée. Le code 0 (défavorable) a ainsi été affecté au critère physique *Epaisseur de la ZNS* là où son épaisseur < 1 m et le code 1 (très peu favorable) pour une épaisseur de ZNS de 1-2 m. Ainsi, toute entité ayant une épaisseur comprise entre 2 et 40m devient favorable (code 4).
- **Révision de la classification pour les entités karstiques** : les participants de l'atelier de cartographie ont considéré que le résultat final de classification des critères physiques ne permettait pas de mettre suffisamment en avant le caractère peu favorable des formations karstiques pour la recharge artificielle. Ainsi, il a été décidé de procéder à un déclassement systématique de la note finale pour les critères physiques, pour toutes les entités contenues dans la Surcouche Karst.
- **Pondération alternative pour la carte des critères physiques** : pour tenter de corriger le caractère arbitraire de la pondération appliquée dans l'Eq. 2 pour sa construction, les techniques dites de Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP en anglais) ont été testées. Cette technique a été développée par Thomas L. Saaty dans les années 1970 pour la prise de décisions en groupe (Saaty, 2008). Cet outil a donc été mis en œuvre par les participants, à qui il a été proposé individuellement de donner leur avis sur l'importance relative des critères physiques (BDLISA, ZNS, pente et IDPR), les uns par rapport aux autres. Le résultat de la consultation permettent ainsi de produire la carte définitive présentant les critères Physiques pour la mise en œuvre de dispositifs de recharge indirecte (), en appliquant le calcul suivant (que nous appellerons pondération Saaty):

$$\text{Critères Physiques} = (0.56 \times \text{BDLISA} + 0.11 \times \text{Pente} + 0.17 \times \text{IDPR} + 0.17 \times \text{ZNS}) \quad (\text{Eq. 3})$$

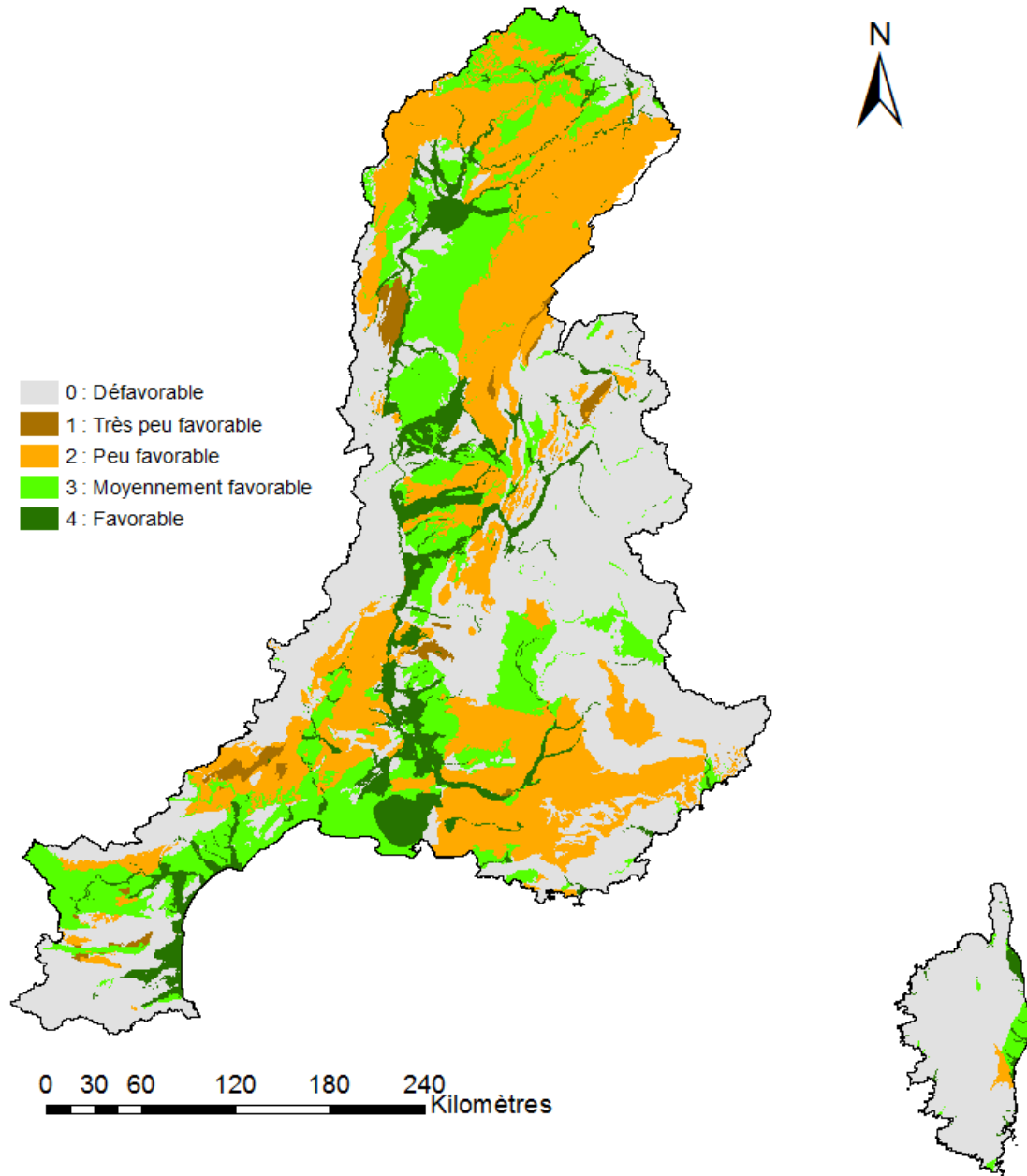


Figure 39: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique, avec pondération Saaty.

### 4.3.2 Les critères de Contrainte

Les critères de Contrainte concernent les conditions qui régissent la possibilité de pouvoir construire un dispositif de recharge artificielle sur un site donné. Dans notre analyse, nous avons choisi d'aborder cet aspect en considérant trois critères à décrire à l'échelle du bassin : l'occupation du sol de Corine Land Cover, la BD Carto et les zones protégées.

Il convient de noter qu'un autre aspect qui pourrait être pris en compte au titre des contraintes, concerne la disponibilité et la qualité de l'eau utilisée pour alimenter les dispositifs de recharge artificielle. Il existe plusieurs sources possibles : eaux de surface (cours d'eau, lac), eaux de tempête, eaux souterraines, eaux usées issues de station d'épuration (cf. § 3.4.3). La distance entre la source de l'eau que l'on veut utiliser pour la recharge et le point d'injection, ainsi que les aspects réglementaires au niveau du prélèvement doivent aussi être pris en compte. Cependant, s'il est indiscutable que ces critères sont incontournables à l'échelle d'un site, ils apparaissent difficiles à décrire à l'échelle du bassin. Ils ne seront donc pas intégrés à ce stade de l'analyse.

#### 4.3.2.1 L'occupation du sol d'après la BD CORINE Land Cover

La COOrdination de l'INformation sur l'Environnement (CORINE) Land Cover (désignée par CLC dans ce qui suit), dont les auteurs sont le SOeS et l'Agence Européenne de l'Environnement, propose une description cartographique de l'occupation des sols en 2012 (CGDD, 2015). Cette donnée présente sur toute la France est au format vecteur avec une échelle de 1 / 100 000.

Sur le bassin RMC, il y a une grande diversité de types d'occupation des sols. Les différentes unités ont été regroupées afin d'identifier les secteurs où l'implantation de dispositifs de recharge artificielle serait possible (Figure 41). La codification de A à E représente la faisabilité de la recharge artificielle que l'on traduit en notes allant de 0 à 4 ( ).

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
CLC: disponibilité (1)	Groupes A1 A2	Groupe B	Groupe C	Groupe D	Groupe E

Figure 40: Mise en relation des codes de regroupement de la BD CORINE Land Cover avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.

	RECHARGE INDIRECTE		RECHARGE INDIRECTE
<b>1 Territoires artificialisés</b>		<b>2 Territoires agricoles</b>	
111 Tissu urbain continu	A1	211 Terres arables hors périmètres d'irrigation	C
112 Tissu urbain discontinu	A1	212 Périmètres irrigués en permanence	B
121 Zones industrielles et commerciales	A1	213 Rizières	B
122 Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	A1	221 Vignobles	B
123 Zones portuaires	A1	222 Vergers et petits fruits	B
124 Aéroports	A1	223 Olliveraies	B
131 Extraction de matériaux	D	231 Prairies	E
132 Décharges	A1	241 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes	B
133 Chantiers	A1	242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes	C
141 Espaces verts urbains	C	243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	C
142 Équipements sportifs et de loisirs	B	244 Territoires agro-forestiers	C
<b>3 Forêts et milieux semi-naturels</b>		<b>4 Zones humides</b>	
311 Forêts de feuillus	E	411 Marais intérieurs	A2
312 Forêts de conifères	E	412 Tourbières	B
313 Forêts mélangées	E	421 Marais maritimes	A2
321 Pelouses et pâturages naturels	E	422 Marais salants	A2
322 Landes et broussailles	E	423 Zones intertidales	A2
323 Végétation sclérophylle	E	<b>5 Surfaces en eau</b>	
324 Forêt et végétation arbustive en mutation	E	511 Cours d'eau et voies d'eau	A2
331 Plages, dunes et sable	D	512 Plans d'eau	A2
332 Roches nues	E	521 Lagunes littorales	A2
333 Végétation clairsemée	E	522 Estuaire	A2
334 Zones incendiées	D	523 Mers et océans	A2
335 Glaciers et neiges éternelles	A2		

Figure 41: Regroupement et codification des types d'occupation du sol dans CORINE Land Cover sur le bassin RMC, vis-à-vis de la possibilité d'y installer un dispositif de recharge indirecte

#### 4.3.2.2 La BDCarto

La BDCarto / BD Topo (IGN) est une base de données répertoriant le réseau routier et ferré, les unités administratives, le réseau hydrographique, la toponymie et les équipements divers. Cette carte permet de compléter la base CORINE Land Cover en apportant des précisions uniquement sur le réseau hydrographique : l'emplacement des eaux libres (code 1), des zones d'inondation (code 2), des glaciers (code 3) et des marais salants (code 4). Cette donnée est disponible au format vecteur. Pour ce critère, tous les objets ayant un code compris entre 1 et 4 sont considérés comme défavorables à l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte (Figure 42).

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
BDCarto	1 à 4	-	-	-	0

Figure 42: Mise en relation des codes de la BD Carto avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.



#### 4.3.2.3 Zones inondables par remontée de nappe

Pour compléter la description des surfaces soumises au risque inondation proposée par la BDCarto (qui ne représente généralement qu'une très faible superficie située de part et d'autre des cours d'eau, cf. Figure 43), la cartographie de l'épaisseur de la ZNS qui a été utilisée pour décrire l'épaisseur de la ZNS (cf. 4.2.1.4) a été réutilisée. Ainsi, le code 1 (très peu favorable) a été attribué aux surfaces cartographiées en risque de remontée de nappe (Figure 43).

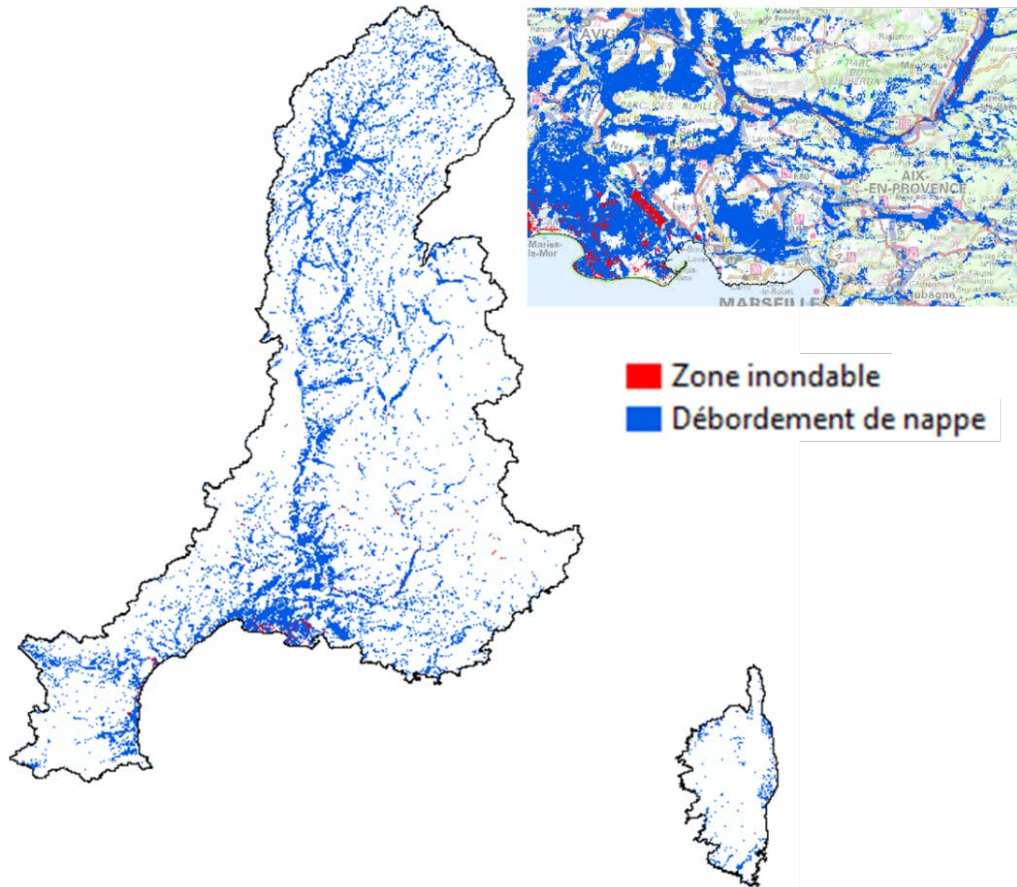


Figure 43: Extension des zones soumises au risque d'inondation de la BDCarto (en rouge) et des zones soumises au risque de débordement de nappe (en bleu).

#### 4.3.2.4 Les zones protégées

Le territoire français est couvert par une grande variété de zonages visant à protéger des paysages et/ou des écosystèmes par l'intermédiaire d'une réglementation environnementale ou paysagère, à l'échelle nationale ou régionale. Ces zones bénéficient d'une protection plus ou moins forte vis-à-vis des activités anthropiques. Elles doivent être prises en compte dans l'analyse cartographique que nous devons mener puisqu'il est possible qu'elles représentent une limite à l'implantation d'un site de recharge artificielle. Les données de l'Inventaire National du Patrimoine Naturelle (INPN, 2016) et des sites de la DREAL (2016) ont été recueillies, synthétisées et regroupées pour en déduire leur extension sur le bassin RMC (Figure 44).

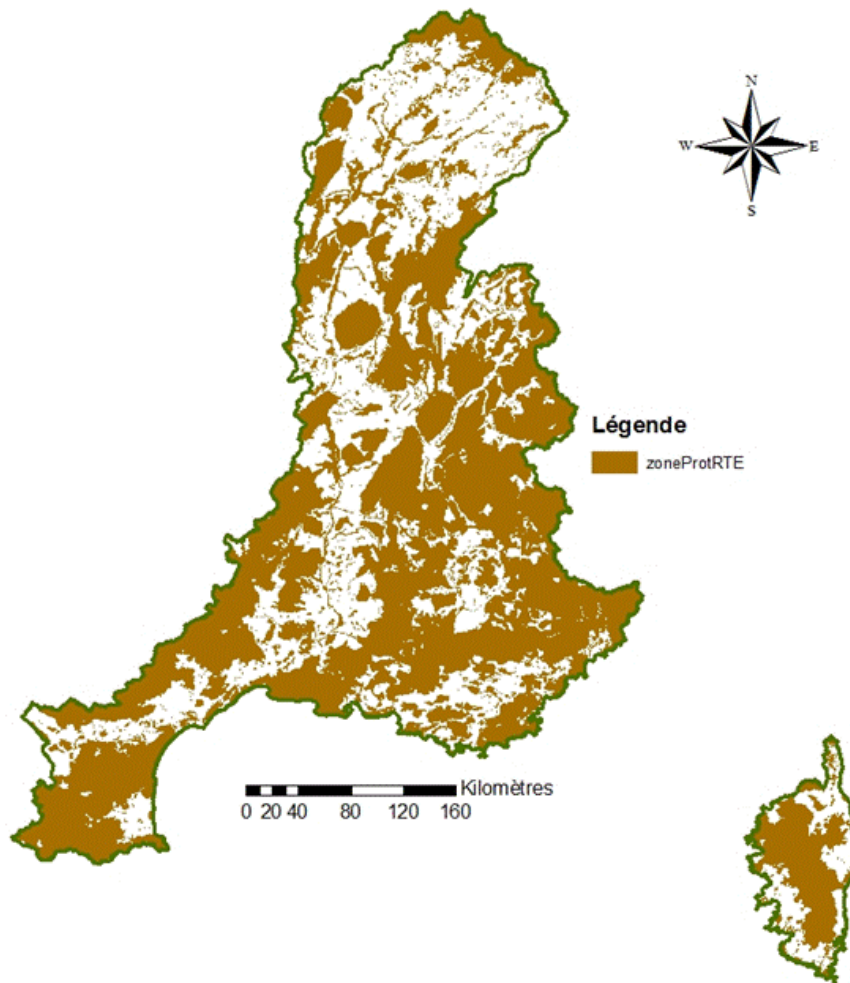


Figure 44: Carte des zones protégées sur le bassin RMC, sans distinction du niveau de protection.

Seuls les types de protection couvrant l'ensemble du bassin RMC ont été pris en compte (un type de zones protégées qui seraient renseignées sur une seule région n'est donc pas retenu).

Les zones protégées bénéficient d'une protection plus ou moins forte vis-à-vis des activités anthropiques. L'implantation d'un bassin d'infiltration nécessite de la place et peut altérer le paysage environnant. Par conséquent, nous avons considéré que plus ces zones sont protégées moins elles sont favorables à la mise en place d'un dispositif. Or, si l'on applique ce principe, il est probable qu'une bonne partie du bassin RMC serait inutilisable (Figure 44). Il a donc été choisi de regrouper les zones protégées selon un niveau de protection, d'exigence variable suivant le type de zone considérée (Figure 45). Ce regroupement a été construit en se basant sur les descriptions des zones protégées qui sont proposées sur les sites de la DREAL. Enfin, les notes de faisabilité de recharge artificielle indirecte présentées sur la Figure 46, ont été attribuées en respectant le postulat suivant : plus la protection est forte, plus la note attribuée est faible. Malgré les limitations que ce type de zonage implique pour l'implantation d'un dispositif, aucune zone protégée n'a été considérée défavorable pour les dispositifs de recharge artificielle indirecte (code 0).

	Protection				Protection		
	Très forte	Forte	Moyenne		Très forte	Forte	Moyenne
APPB (Arrêtés préfectoraux de protection de biotope)	3			Réserve nationale de chasse et de faune	2		
Zones humides RAMSAR	3			Natura 2000 ZSC-pSIC -SIC	2		
Paysage - Sites classés	3			Paysage – Sites inscrits	2		
Cœurs de Parcs Nationaux	3			Réserves biologiques	2		
Opérations Grands Sites (OGS)	3			ZNIEFF type 1	2		
Réserves de Biosphère (cœur)	3			ZICO			1
Conservatoires d'espaces naturels (CEN)	3			Parc national			1
Littoral	3			Parcs Naturels Régionaux			1
Réserves naturelles régionales		2		Natura 2000 ZPS			1
Réserves naturelles nationales		2		Réserves de Biosphère (reste)			1
				ZNIEFF type 2			1

Figure 45: Classement du niveau de protection adopté pour les zones protégées sur le bassin RMC

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
Zones protégées	-	3	2	1	0

Figure 46: Mise en relation du regroupement des codes des zones protégées avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle indirecte.

#### 4.3.2.5 Carte des critères de contrainte

Les 4 critères présentés sont combinés pour obtenir la carte de la faisabilité de l'implantation des dispositifs de recharge artificielle indirecte, du point de vue des critères de contrainte (Figure 47). Les critères sont combinés par calcul de la moyenne arithmétique sans pondération, suivant l'équation suivante :

$$\text{Contraintes} = (1 \times \text{CLC} + 1 \times \text{BDCarto} + 1 \times \text{Rem. Nappe} + 1 \times \text{Protection})/4 \quad (\text{Eq. 4})$$

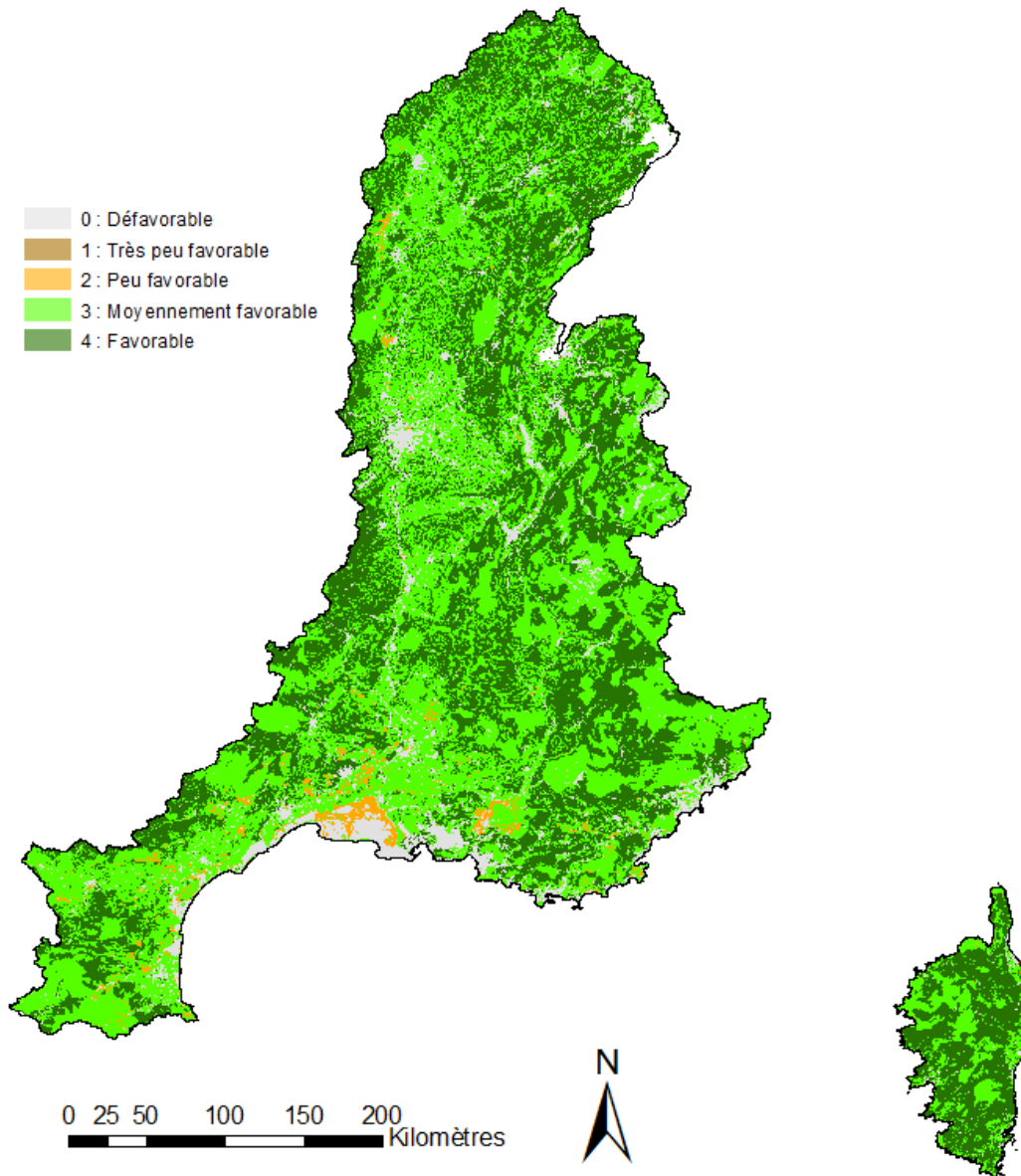


Figure 47: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte.

#### 4.3.2.6 Modifications apportées suite à l'« atelier de cartographie » du 27 mars 2017

L'atelier de cartographie du 27 mars 2017 a permis de soulever plusieurs points problématiques et de proposer des solutions d'amélioration de la méthode appliquée pour réaliser la carte des critères de contrainte. Le détail des mises à jour et raisonnements aboutissant aux résultats obtenus figure en Annexe 4 b).

- **Proposition d'utiliser la base de données « Carrières et Matériaux (BDCM) » :** l'objectif était de la comparer à la classe « Extraction de matériaux » (code 131) de la base CLC. Cependant, la description proposée par la base CLC a été conservée (correspondance entre les 2 couches pas toujours bonnes, et CLC semble plus proche de la réalité en terme de représentation spatiale).

- **Comparaison des champs « Décharges » et « Chantiers » (CLC, 132 et 133) aux « Installations de Stockage de Déchets Inertes » (ISDI) et « Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux » (ISDND) :** il ne semble pas exister de base de données cartographique pour ce type d'installation, la CLC est conservée.
- **Reclassification des forêts et cultures de la CLC :** pour les zones classées en « Vergers et petits fruits » (code 222) et « Oliveraies » (code 223), la note est passée de 1 à 2 (il apparaît assez facilement envisageable d'installer un dispositif de recharge artificielle sur ce type de surface) ; pour les Vignobles (code 221), la note est passée de 1 à 0 (cultures sur lesquelles l'épandage de produits potentiellement source de pollution pour les eaux rechargées est important) ; pour les zones classées en forêt (codes 311, 312, 313 et 324), la note est passée de 4 à 3 (en considérant le besoin d'abattre des arbres comme une contrainte).

Suite à l'intégration des modifications présentées dans ce qui précède, nous obtenons la carte des contraintes présentées sur la Figure 48.

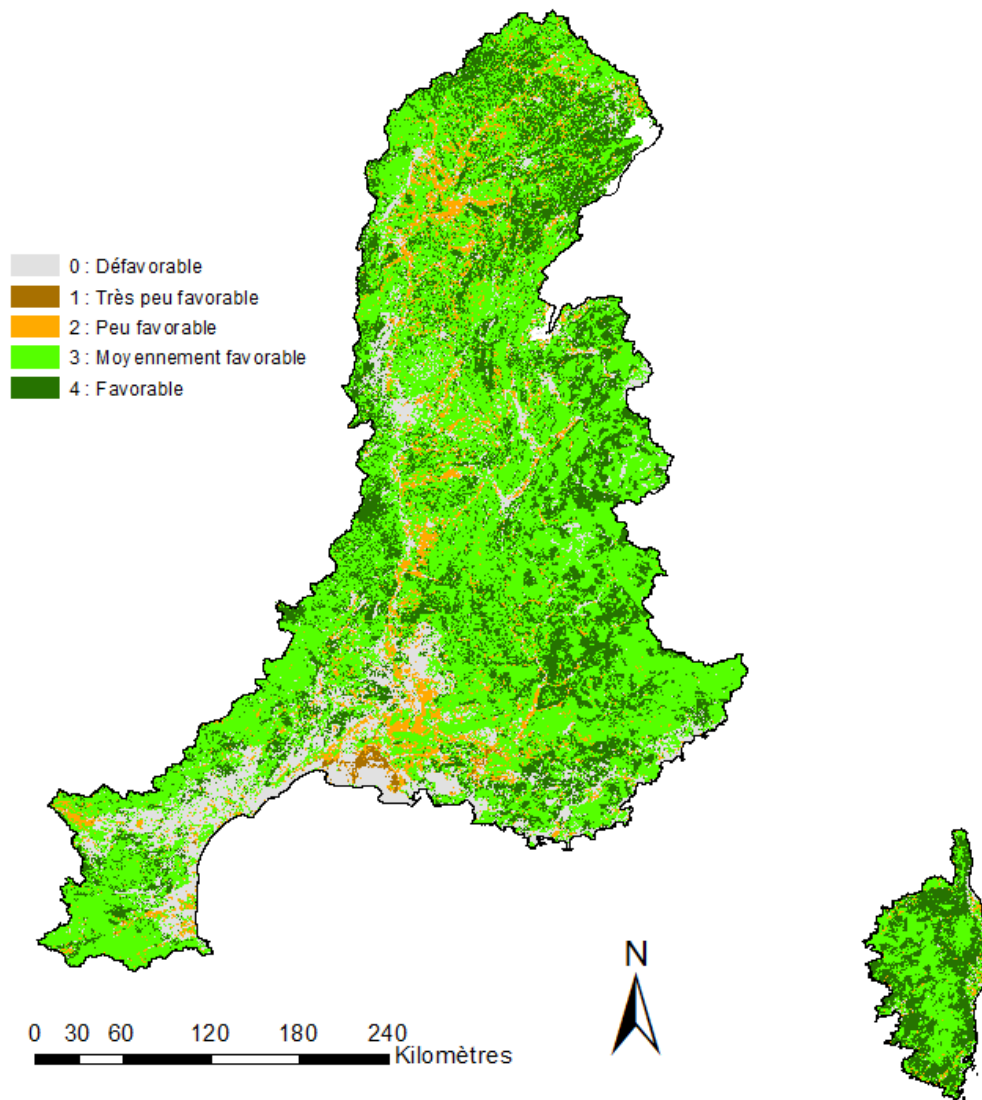


Figure 48: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique.



## 4.4 DISPOSITIFS DE RECHARGE DIRECTE

### 4.4.1 Les critères Physiques

#### 4.4.1.1 Propriétés des aquifères

##### 4.4.1.1.1 Critère physique BDLISA

La recharge artificielle par des méthodes d'injection directe dans les aquifères concerne généralement les aquifères captifs. Les entités de la BDLISA concernées sont donc théoriquement les entités d'ordre 2 (sous couverture des entités d'ordre 1). Cependant pour prendre en compte ce qui se passe le long des cours d'eau, où il arrive souvent que les alluvions se surimposent aux formations qui rendent les aquifères profonds captifs, il apparaît aussi nécessaire de prendre en compte les entités d'ordre 3 (Figure 49).

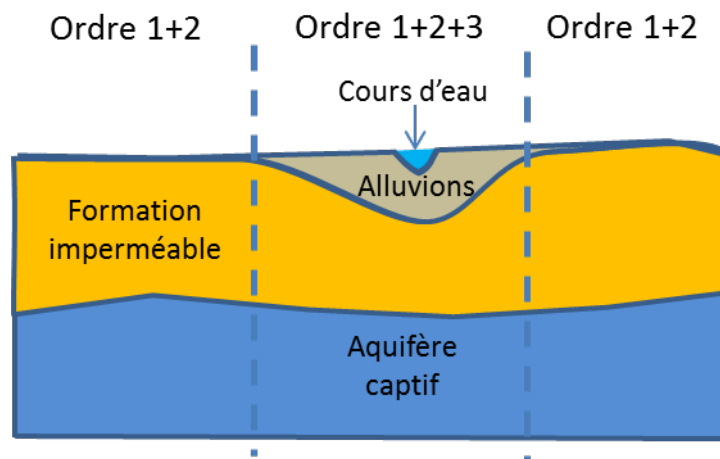


Figure 49: Superposition des entités BDLISA d'ordre 1,2, puis 3 le long des cours d'eau du fait des dépôts d'alluvions, pour la caractérisation des aquifères captifs en termes de recharge artificielle.

Ainsi, pour identifier le caractère favorable des formations à la recharge directe en tout point du bassin, nous devons prendre en compte les entités BDLISA d'ordre 1, 2 et 3. Cependant, cette caractérisation ne se limite pas à la prise en compte des aquifères profonds uniquement. En effet, nous considérons que des dispositifs de recharge directe peuvent aussi être mis en œuvre dans des aquifères superficiels, à partir du moment où la zone saturée est suffisamment profonde pour que la recharge indirecte par infiltration soit moins intéressante (le seuil de 40 m a été proposé selon Wuilleumier et Seguin (2008)). Ainsi, en tout point du bassin, la note de faisabilité de la recharge artificielle qui sera attribuée doit prendre en compte les caractéristiques des entités pour les trois ordres.

Les couches des entités BDLISA des 3 ordres ont donc été fusionnées afin de produire une seule couche contenant les informations des critères BDLISA pour les trois ordres. Des notes sont ensuite établies pour chaque critère, comme présenté sur la Figure 50.

Note attribuée		Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
		0	1	2	3	4
Type de critère		0	1	2	3	4
Ordre 1	BDLISA: « Nature »	7	X-4 - NoData	6	3	5
	BDLISA: « Etat »		0-X- NoData et 2 avec zns < 40 m	3	4-5 et 2 avec zns > 40 m	1
	BDLISA: « Theme »	3-4	X- NoData	5	2	1
	BDLISA: « Milieu »	2	X-0- NoData	3-5-6-9	4-7-8	1
Ordre 2	BDLISA: « Nature »	7	X-4- NoData	6	1-3	5
	BDLISA: « Etat »		0-X- NoData et 2 avec zns < 40 m	3	4-5 et 2 avec zns > 40 m	1
	BDLISA: « Theme »	3-4	X- NoData	5	2	1
	BDLISA: « Milieu »	2	X-0- NoData	3-5-6-9	4-7-8	1
Ordre 3	BDLISA: « Nature »	7	X-4- NoData	6	1-3	5
	BDLISA: « Etat »		0-X- NoData et 2 avec zns < 40 m	3	4-5 et 2 avec zns > 40 m	1
	BDLISA: « Theme »	3-4	X- NoData	5	2	1
	BDLISA: « Milieu »	2	X-0- NoData	3-5-6-9	4-7-8	1

Figure 50: Mise en relation des codes et valeurs décrivant les différents critères physiques des entités BDLISA pour les 3 premiers ordres, avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle directe.

Pour chaque critère, une note est attribuée en suivant une logique similaire à celle adoptée pour les dispositifs de recharge indirecte (§ 4.2.1), sauf pour le critère Etat. Pour ce critère, qui précise l'état de la nappe contenue dans les aquifères (captive, libre, etc., cf. § 4.2.1.1), les entités captives (code 1) sont notées comme les plus favorables (note 4) et on considère qu'aucune situation n'est défavorable pour ce critère. La notation est ensuite abaissée pour les nappes qui sont captives uniquement pendant certaines périodes (code 4, note 3) ou sur certains secteurs (code 3, note 2). Les nappes libres (code 2) mais qui présentent une ZNS de plus de 40 m d'épaisseur, sont considérées comme plus favorables (note 3) que celles affichant une ZNS moins épaisse (code 1).

Pour chaque entité de la couche résultante de l'union des trois ordres sur le bassin, une note est calculée pour chaque ordre, en utilisant la même règle de pondération que celle utilisée pour les dispositifs de recharge indirecte (cf. Eq. 1). La meilleure note des trois est ensuite attribuée au critère physique BDLISA pour l'entité considérée.

Les autres critères physiques considérés pour la recharge artificielle indirecte (Pente, IDPR et épaisseur ZNS) ont été écartés de l'analyse, dans la mesure où la recharge directe permet l'injection directement dans l'aquifère, indépendamment des conditions de surface. Concernant la pente, nous considérons qu'au vu de la résolution du MNT et de l'emprise limitée d'un chantier de forage, la pente ne représente pas un facteur limitant à l'échelle du bassin. Concernant l'épaisseur de la ZNS, la donnée n'est utilisée que comme un test pour la notation du critère Etat de la BDLISA (Figure 50).

Le résultat de la combinaison des critères physiques pour la mise en œuvre de dispositifs de recharge directe, est présenté sur la Figure 51.

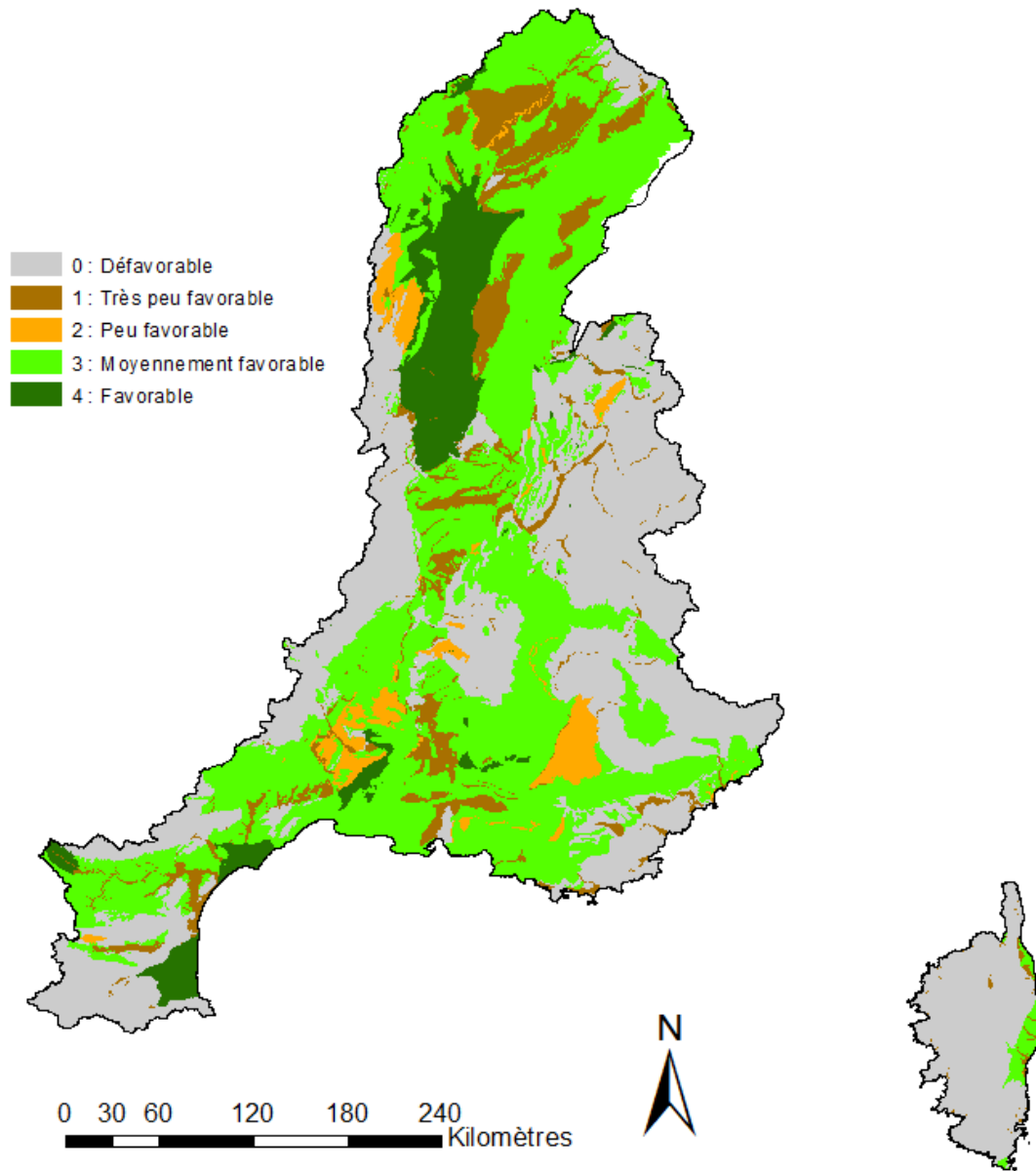


Figure 51: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques.

On constate que peu d'entités apparaissent comme étant favorables, parmi lesquelles certaines sont bien connues pour être intéressantes pour la recharge artificielle directe (Pliocène du Roussillon, Sables de l'Astien, ...). La Figure 52 permet d'identifier uniquement les entités favorables en précisant quel est l'ordre qui lui attribue le caractère favorable.

Par ailleurs, une grande partie du bassin apparaît comme étant moyennement favorable, où les aquifères karstiques représentent probablement une part non négligeable.

**Remarque :** Cette notation ne prend pas en considération le phénomène d'artésianisme, existant pour certaines nappes captives (Sables Astiens, par exemple), ce critère n'étant pas généralisé à l'échelle de entités BD Lisa concernées par ce phénomène.



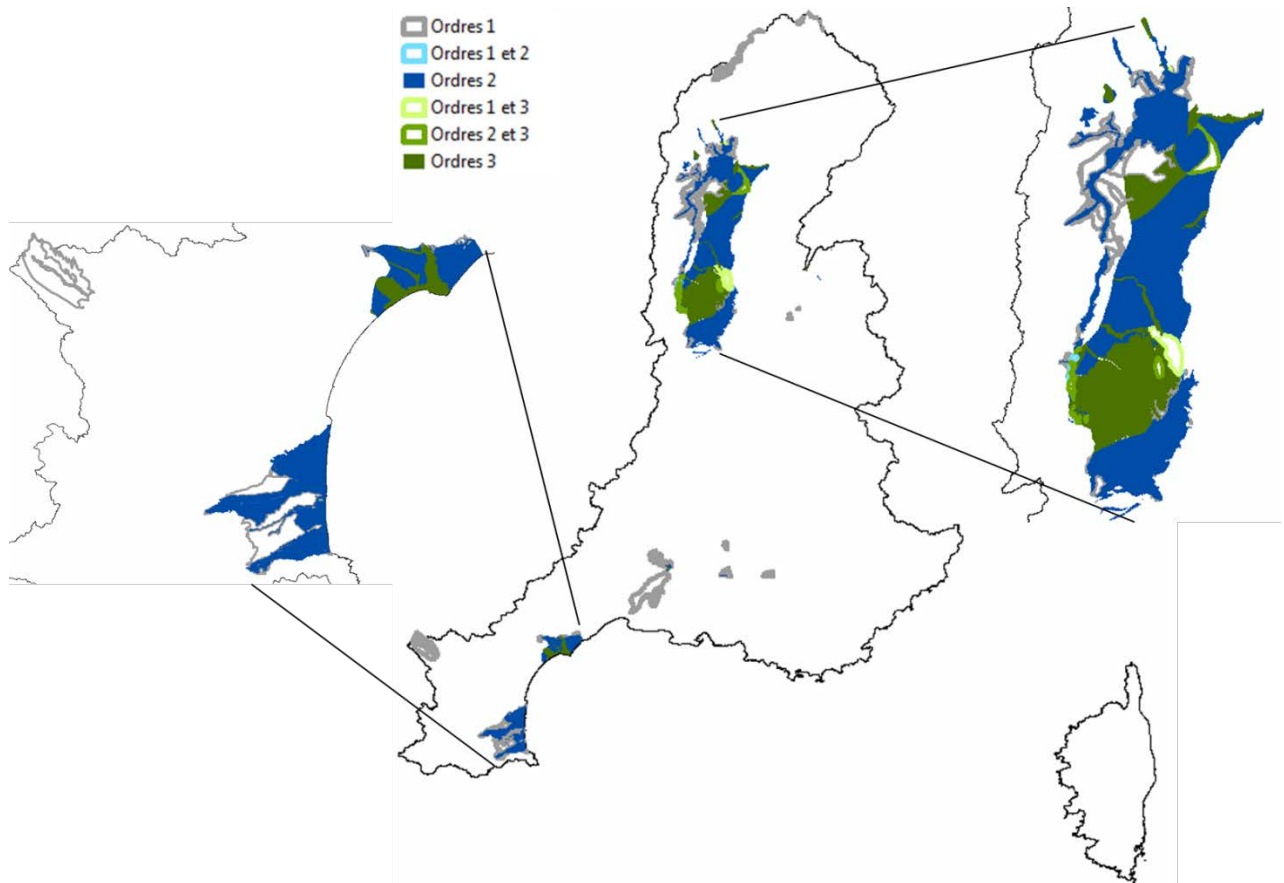


Figure 52: Répartition des entités caractérisées comme étant favorables (code 4) à la recharge artificielle via des dispositifs de recharge directe, en fonction de l'ordre (1, 2 ou 3 ou combinaison des trois), considéré comme favorable.

#### 4.4.1.2 Modifications apportées suite à l'atelier cartographique

L'atelier de cartographie du 27 mars 2017 a permis de soulever plusieurs points problématiques et de proposer des solutions d'amélioration de la méthode appliquée pour réaliser la carte des critères physiques. Le détail des mises à jour et raisonnements aboutissant aux résultats obtenus figure en Annexe 4 c).

- **Révision de la classification pour les entités karstiques** : comme pour la recharge indirecte, les participants de l'atelier de cartographie ont considéré que le résultat final de classification des critères physiques ne permettait pas de mettre suffisamment en avant le caractère peu favorable des formations karstiques pour la recharge artificielle. Ainsi, il a été décidé de procéder à un déclassement systématique de la note finale pour les critères physiques, pour toutes les entités contenues dans la Surcouche Karst.
- **Prise en compte de la profondeur d'injection** : si ce critère n'est pas un critère physique à proprement parler, il peut effectivement permettre de prendre en compte un coût de forage plus important. Ainsi, un déclassement systématique de la note finale pour les critères physiques a été appliqué lorsque l'épaisseur de la ZNS est supérieure à 40 m (profondeur choisie arbitrairement, pour être en cohérence avec les seuils utilisés précédemment sur ce critère).

Suite à l'intégration des modifications présentées dans ce qui précède, nous obtenons la carte des contraintes présentées sur la Figure 53.

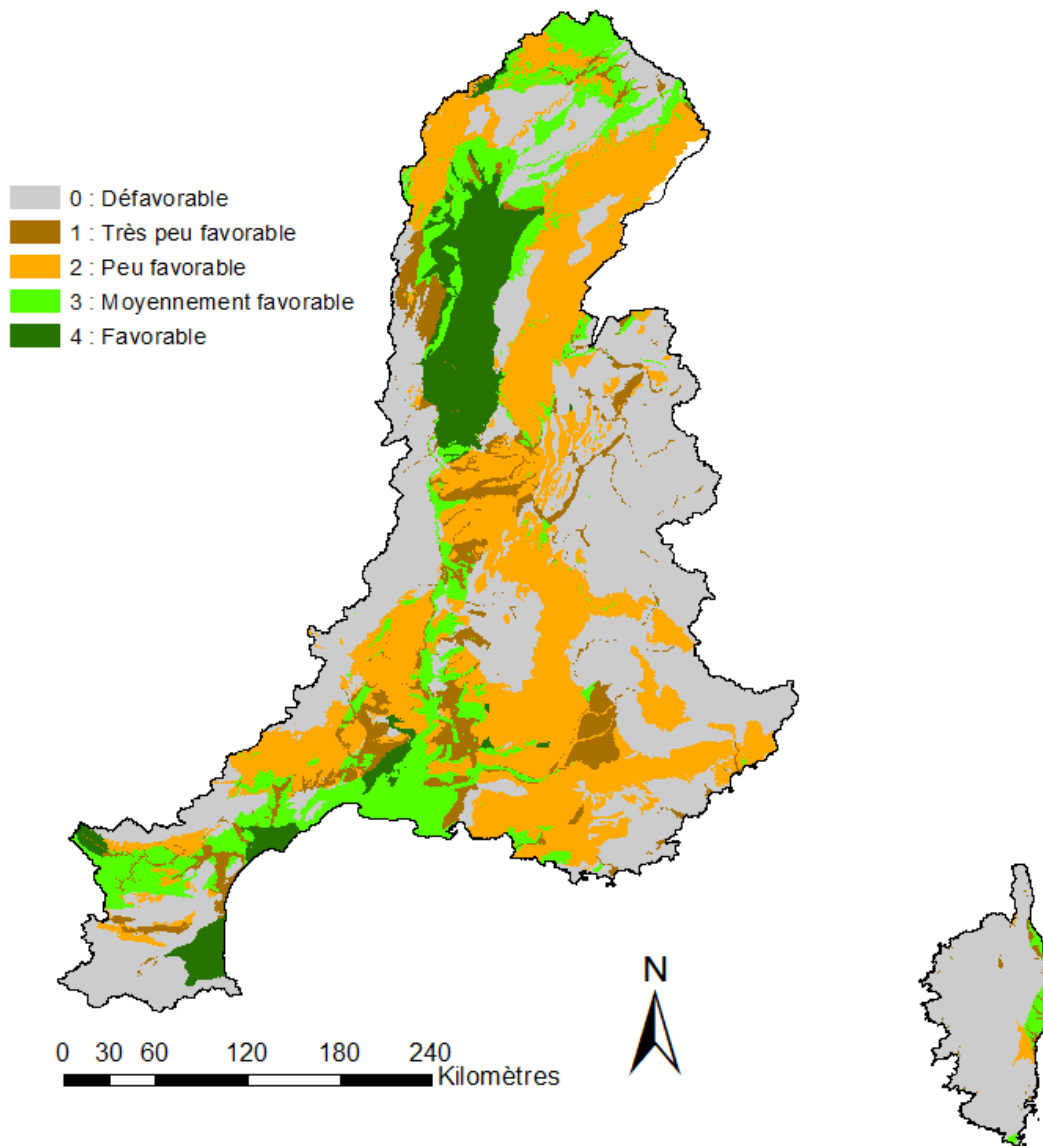


Figure 53: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l’atelier cartographique

#### 4.4.1.3 Représentativité des résultats à l’échelle des masses d’eau souterraines profondes en déséquilibre

La Figure 54 illustre l’intérêt de la mise en œuvre de la recharge artificielle directe telle que décrite dans ce travail, uniquement vis-à-vis des masses d’eau souterraine profonde dont l’état quantitatif nécessite d’être préservé ou amélioré d’après l’état des lieux du SDAGE RMC 2016-2021. Sur cette figure, sont représentées les entités contenues dans l’emprise des masses d’eau souterraines profondes et leur degré de faisabilité de la recharge artificielle directe. Elle permet de constater que la majeure partie des masses d’eau profondes sous tension concernent des entités hydrogéologiques défavorables à moyennement favorables à la mise en œuvre de la recharge directe. Certains secteurs apparaissent néanmoins comme moyennement favorables à favorables comme par exemple (liste non exhaustive et à vérifier dans le détail) :

- Alluvions profondes de la nappe de Dijon-sud (FRDG171) ;
- Alluvions profondes de la plaine de la Tille (FRDG387) ;
- Calcaires jurassiques sous couverture pied de côte bourguignonne et châlonnaise (FRDG228) ;
- Molasses miocènes du Bas Dauphiné entre les vallées de l'Ozon et de la Drôme (FRDG248 – sur certains secteurs seulement) ;
- Molasses miocènes du Comtat (FRDG218 – sur certains secteurs seulement) ;
- Calcaires jurassiques pli-ouest Montpellier (FRDG160, FRDG159 – sur certains secteurs seulement).

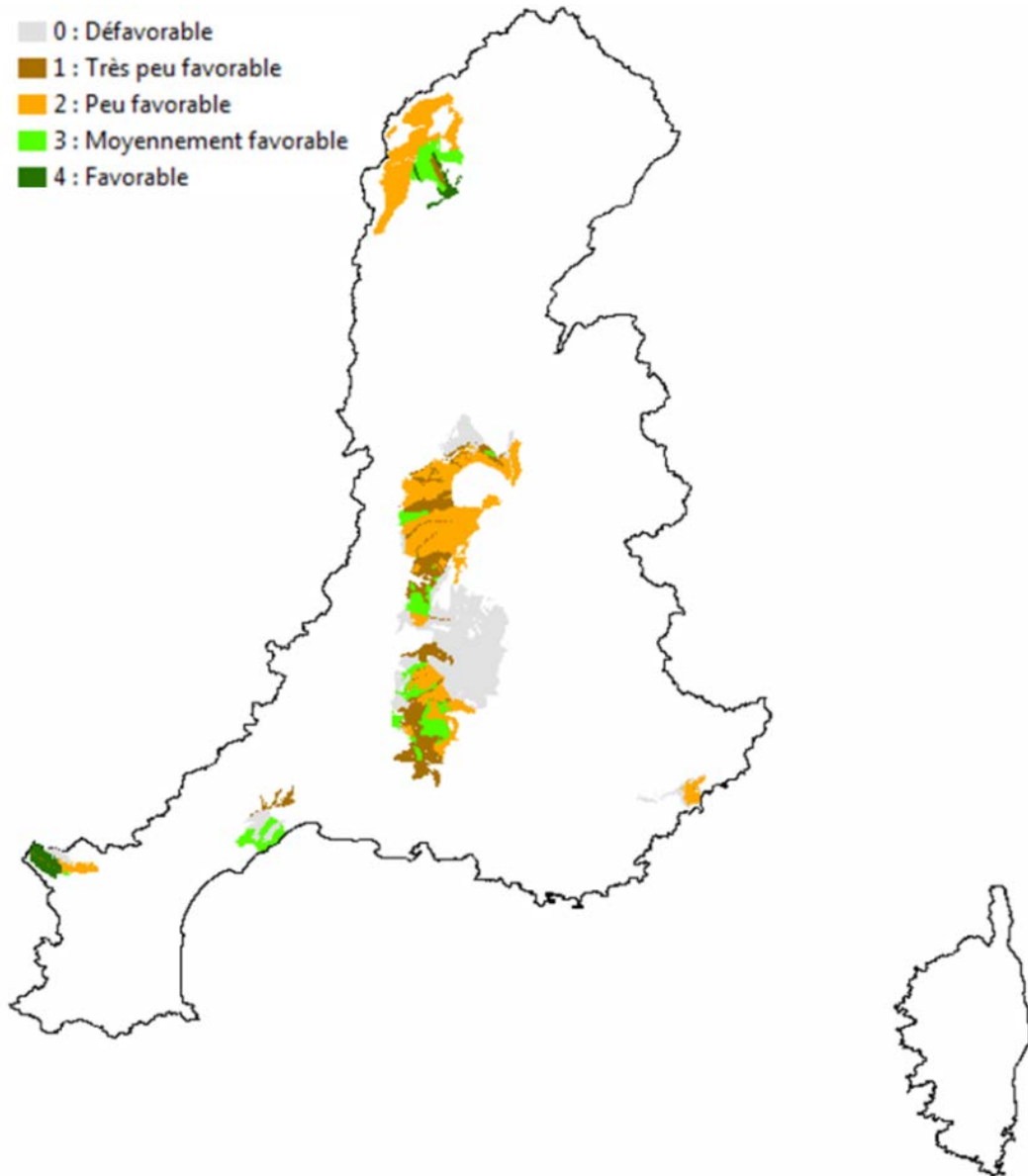


Figure 54: Caractérisation de la faisabilité de la RA directe des entités BDLISA contenues dans les masses d'eau souterraine profondes dont l'état quantitatif doit être préservé ou amélioré.

Ces résultats montrent donc qu'il est intéressant de considérer la possibilité de faire appel à des dispositifs de recharge artificielle directe sur ces masses d'eau comme un moyen de faire face aux tensions qui s'y exercent.

#### 4.4.2 Les critères de Contrainte

Pour les critères de contrainte, la démarche de notation est la même que celle adoptée pour la recharge indirecte. Cependant, les regroupements et la codification de l'occupation du sol dans la base CORINE Land Cover sont différents du fait de l'emprise au sol moindre que représente un dispositif d'injection d'eau directement dans la nappe. La Figure 55 présente les regroupements effectués. Les notes affectées à chaque groupe respectent les mêmes règles que pour la recharge indirecte, de même que pour les critères de la BD Carto et des zones de protection environnementales (Figure 56).

	RECHARGE DIRECTE		RECHARGE DIRECTE
<b>1 Territoires artificialisés</b>		<b>2 Territoires agricoles</b>	
111 Tissu urbain continu	<b>B</b>	211 Terres arables hors périmètres d'irrigation	<b>C</b>
112 Tissu urbain discontinu	<b>C</b>	212 Périmètres irrigués en permanence	<b>C</b>
121 Zones industrielles et commerciales	<b>C</b>	213 Rizières	<b>C</b>
122 Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	<b>A1</b>	221 Vignobles	<b>C</b>
123 Zones portuaires	<b>A1</b>	222 Vergers et petits fruits	<b>C</b>
124 Aéroports	<b>A1</b>	223 Oliveraies	<b>C</b>
131 Extraction de matériaux	<b>A1</b>	231 Prairies	<b>E</b>
132 Décharges	<b>A1</b>	241 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes	<b>D</b>
133 Chantiers	<b>A1</b>	242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes	<b>D</b>
141 Espaces verts urbains	<b>D</b>	243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	<b>D</b>
142 Équipements sportifs et de loisirs	<b>D</b>	244 Territoires agro-forestiers	<b>D</b>
<b>3 Forêts et milieux semi-naturels</b>		<b>4 Zones humides</b>	
311 Forêts de feuillus	<b>E</b>	411 Marais intérieurs	<b>A2</b>
312 Forêts de conifères	<b>E</b>	412 Tourbières	<b>B</b>
313 Forêts mélangées	<b>E</b>	421 Marais maritimes	<b>A2</b>
321 Pelouses et pâturages naturels	<b>E</b>	422 Marais salants	<b>A2</b>
322 Landes et broussailles	<b>E</b>	423 Zones intertidales	<b>A2</b>
323 Végétation sclérophylle	<b>E</b>	<b>5 Surfaces en eau</b>	
324 Forêt et végétation arbustive en mutation	<b>E</b>	511 Cours d'eau et voies d'eau	<b>A2</b>
331 Plages, dunes et sable	<b>D</b>	512 Plans d'eau	<b>A2</b>
332 Roches nues	<b>E</b>	521 Lagunes littorales	<b>A2</b>
333 Végétation clairsemée	<b>E</b>	522 Estuaire	<b>A2</b>
334 Zones incendiées	<b>D</b>	523 Mers et océans	<b>A2</b>
335 Glaciers et neiges éternelles	<b>A2</b>		

Figure 55: Regroupement et codification des types d'occupation du sol dans CORINE Land Cover sur le bassin RMC, vis-à-vis de la possibilité d'y installer un dispositif de recharge directe.

Note attribuée	Défavorable	Très peu favorable	Peu favorable	Moyennement favorable	Favorable
Type de critère	0	1	2	3	4
Zones protégées	-	3	2	1	0
CLC: disponibilité (2)	Groupes A1 et A2	B	C	D	E
BDCarto	1 à 4	-	-	-	0

Figure 56 : Mise en relation des codes des différentes bases de données caractérisant les critères de contrainte avec la notation de faisabilité de la recharge artificielle directe.

Le résultat de la combinaison des critères de contrainte pour la mise en œuvre de dispositifs de recharge directe, obtenu par calcul de la moyenne arithmétique sans pondération, est présenté sur la Figure 57.

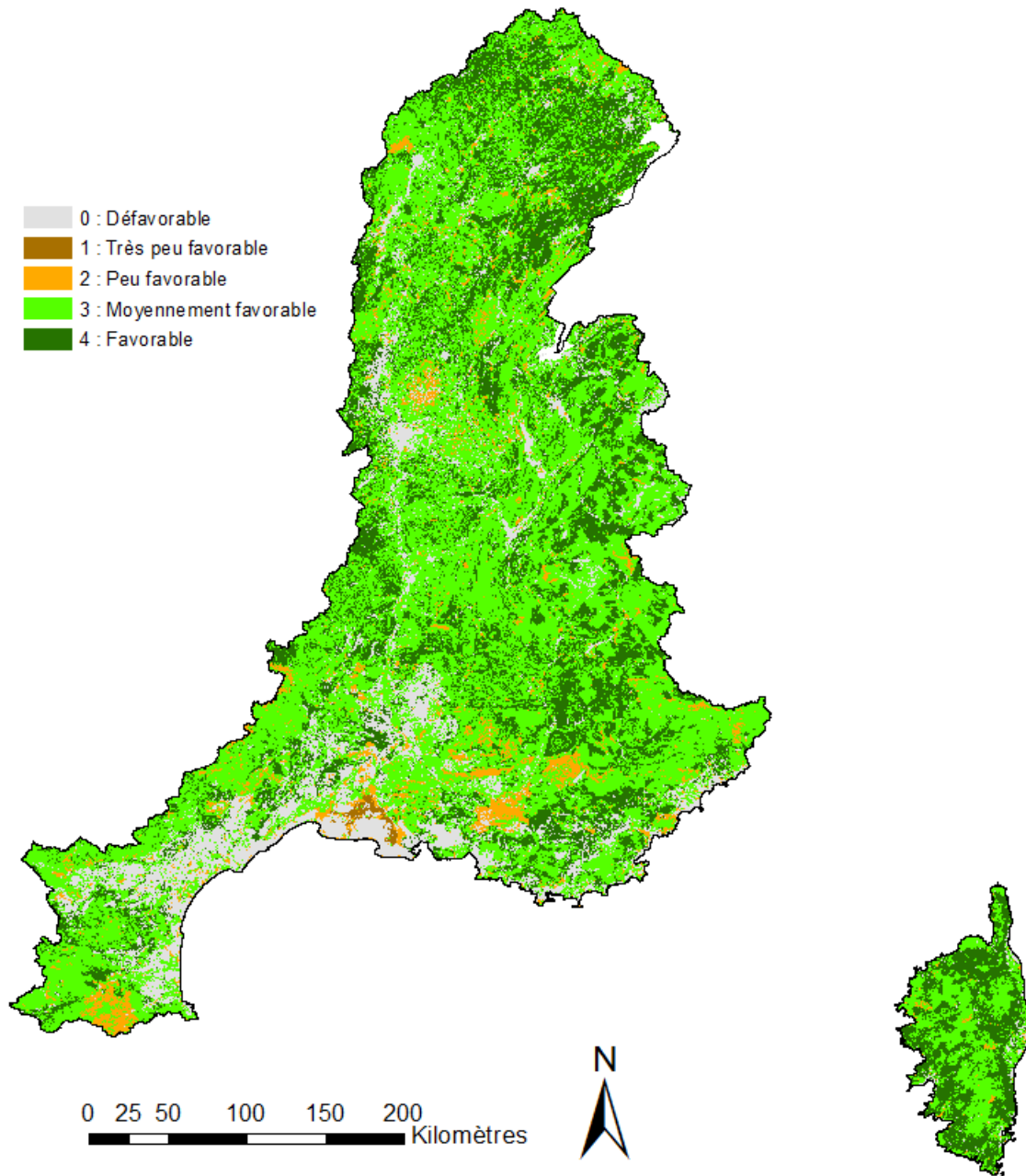


Figure 57: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contraintes.

## 4.5 RESULTATS

### 4.5.1 Synthèse de la méthode

Ce chapitre synthétise la méthode utilisée pour cartographier le caractère favorable d'un secteur donné à la mise en place d'un dispositif de recharge artificielle, en fonction de sa valeur en chaque point du bassin, ainsi que la stratégie de combinaison de tous les critères entre eux pour obtenir les cartes finales et en présente les résultats. Comme nous l'avons vu précédemment, les critères ont été regroupés en deux types: Physiques et Contraintes. Le résultat de la combinaison des critères conduit à attribuer une notation variant selon le caractère favorable à l'implantation d'un site de recharge artificielle. Une carte a ainsi été produite pour chaque type de dispositif (recharge directe et indirecte).

L'ensemble de la démarche de combinaison est synthétisée sur la Figure 58. Les informations de départ sont contenues dans les tables attributaires des différentes bases de données listées en haut du graphique (Bases). Pour les deux types de critères (physiques et contraintes) des cartes présentant le résultat de la combinaison des notes de chaque critère (moyenne des valeurs de chaque critère) sont produites à l'échelle du bassin (format vecteur). Pour les critères physiques, l'information vectorielle de base est constituée des contours des entités de niveau 3 de la BDLISA. Pour les critères de contrainte, l'information vectorielle de base est constituée des contours des zones protégées.

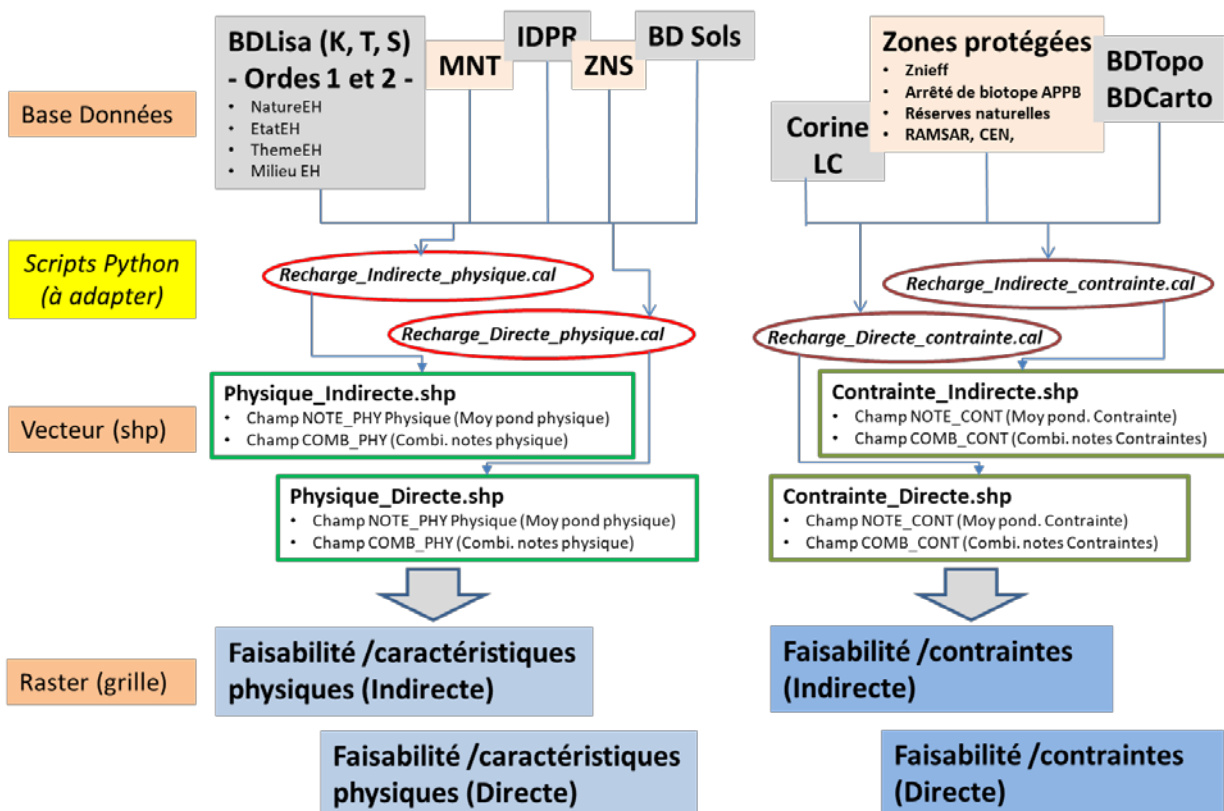


Figure 58: Schéma méthodologique.

Un script développé sous le langage Python permet de définir les valeurs attribuées à chaque critère et de conserver une trace de la stratégie de combinaison des critères qui a été utilisée pour obtenir la notation finale (moyenne pondérée ou autre méthode). Ces scripts permettent



aussi d'afficher les valeurs attribuées à chaque critère sur la carte finale par une notation adaptée. Cette approche est intéressante dans la mesure où elle permet de tester différentes valeurs attribuées aux critères, ainsi que différentes approches de combinaison des critères entre eux et de garder la mémoire des valeurs correspondantes au résultat cartographique obtenu. Elle permet par exemple de réaliser une analyse de sensibilité pour visualiser l'impact de l'attribution d'une valeur donnée à tel ou tel critère. De plus, elle présente l'avantage de permettre une interactivité lors de discussions qui peuvent être organisées avec des experts dans le cadre d'un atelier pour la définition des coefficients de pondération. En effet, l'attribution d'un caractère de faisabilité de la RA aux sources de données utilisées reste assujettie à l'avis d'expert, qui peut bien entendu être débattu. La possibilité de tester différentes approches et d'en déduire l'impact sur les cartes finales permet d'envisager la production d'une carte plus robuste.

Les types de contour sur lesquels les critères physiques et contraintes sont définis étant différents (Contours BDLISA vs contours zones protégées), il est nécessaire de les transformer en format de grille (raster) pour pouvoir combiner les notes obtenues sur des entités homogènes.

#### **4.5.2** Cartes de faisabilité de la Recharge Artificielle sur le bassin RMC

Les Figure 59, Figure 60, Figure 61 et Figure 62 présentent les résultats de l'analyse cartographique pour les deux types de dispositif de recharge indirecte et directe, en présentant de manière séparée les critères physiques et les contraintes.

Pour ces figures, les fichiers numériques permettant de zoomer à une résolution suffisante pour se repérer en termes géographiques et par rapport aux masses d'eau souterraines affleurantes, sont inclus dans le CD joint au rapport.

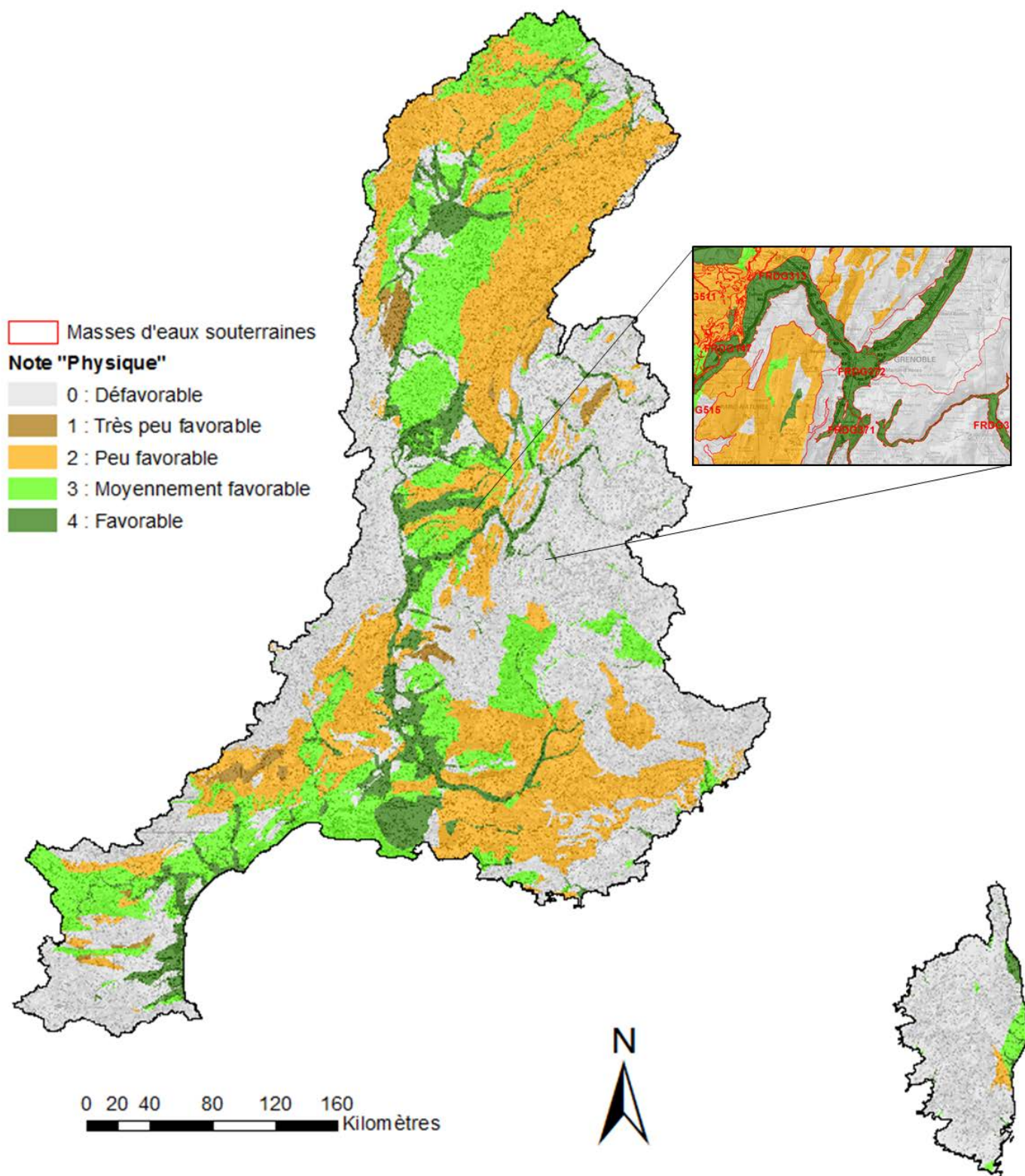


Figure 59: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte, à l'échelle du bassin RMC. <sup>11</sup>

<sup>11</sup> Les fichiers numériques permettant de zoomer à une résolution suffisante pour se repérer en termes géographiques et par rapport aux masses d'eau souterraines affleurantes, sont inclus dans le CD joint au rapport.



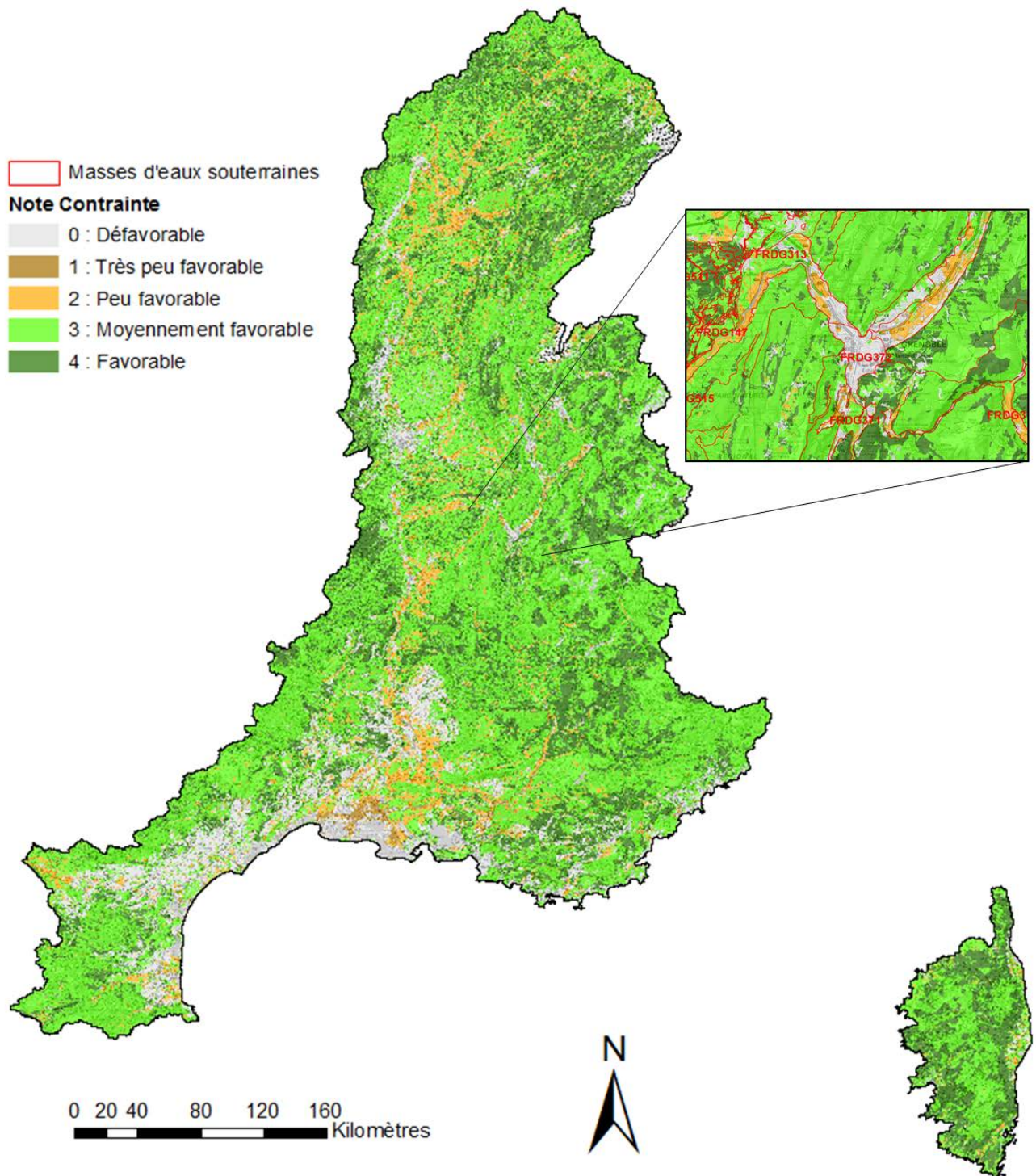


Figure 60: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle indirecte, à l'échelle du bassin RMC.

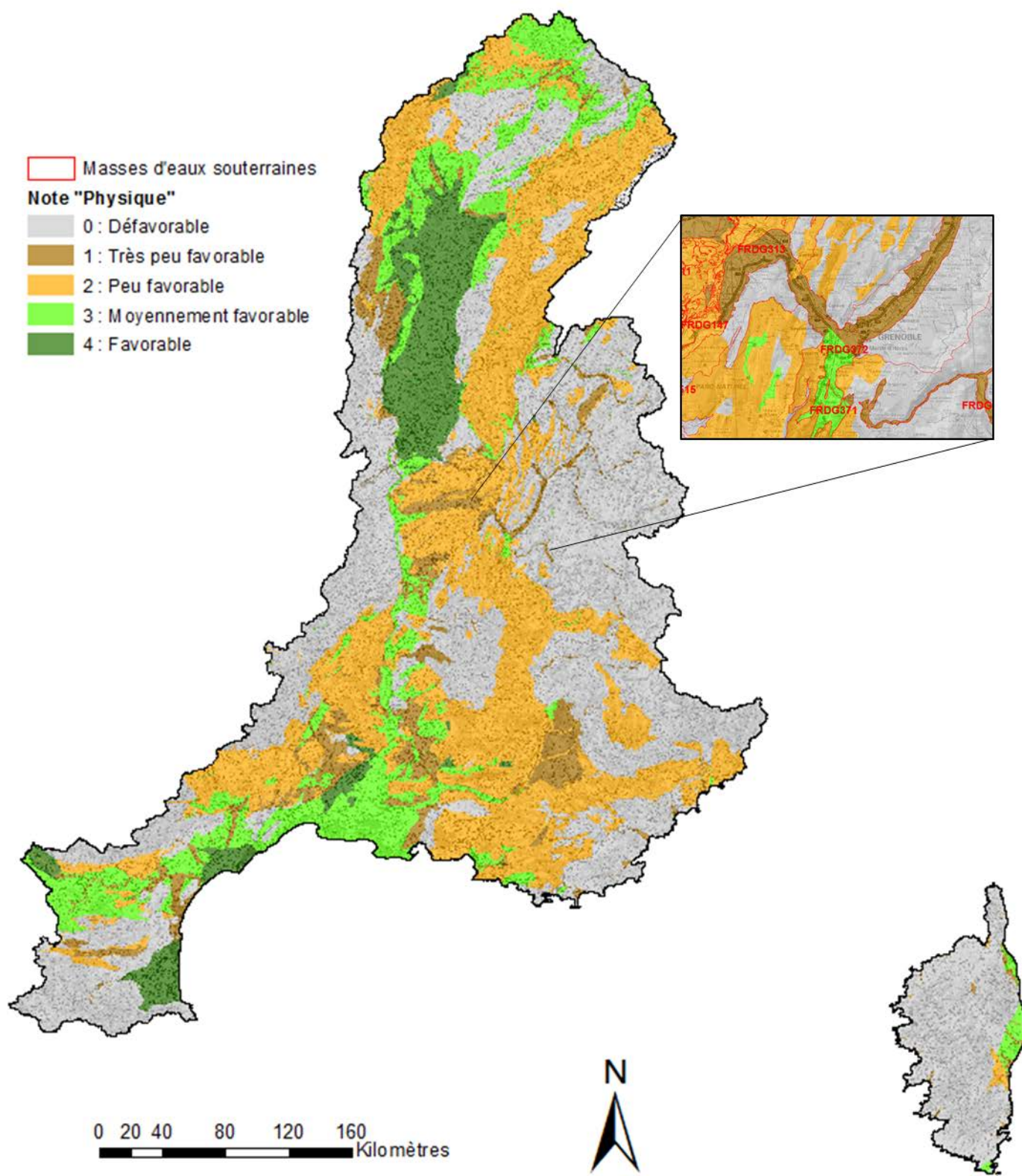


Figure 61: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle directe, à l'échelle du bassin RMC.



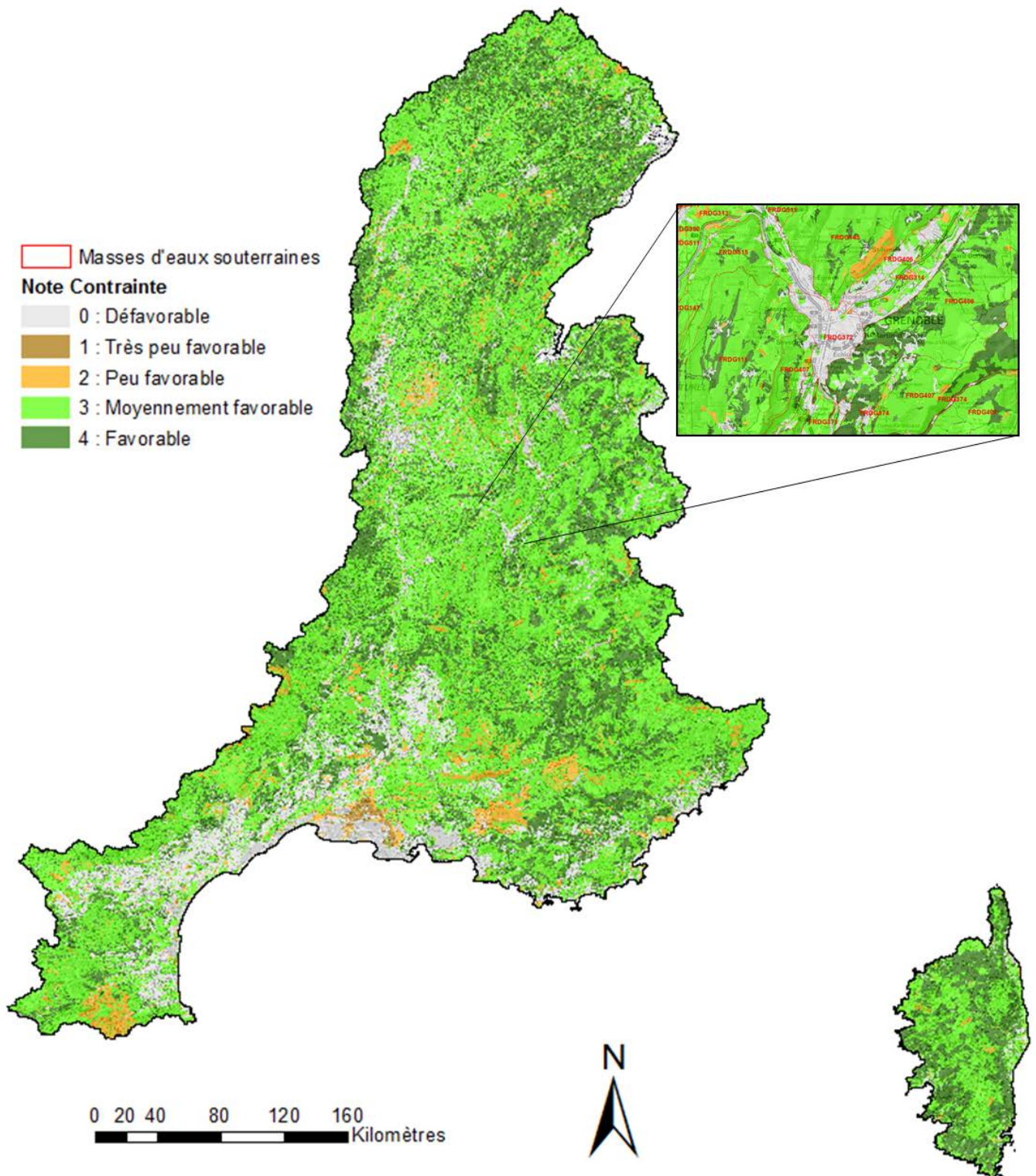


Figure 62: Carte finale caractérisant le degré de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte pour l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle directe, à l'échelle du bassin RMC.

## 5 Conclusions

La recharge artificielle (RA) d'aquifères consiste à introduire de manière volontaire et maîtrisée, une eau d'origine différente (eau de surface, eaux usées traitées, eaux de dessalement, etc...) dans une formation aquifère pour augmenter sa recharge naturelle, en vue d'une amélioration quantitative ou qualitative de l'eau souterraine. Cette méthode permet, en complément des mesures d'économie ou de restriction d'eau, de pallier le déséquilibre structurel de certaines masses d'eau.

Les objectifs de RA peuvent être multiples dont les plus importants sont le stockage d'eau en milieu souterrain comme alternative au stockage en surface, la restauration ou le maintien du bon état quantitatif ou bien qualitatif d'une masse d'eau souterraine, notamment des nappes côtières par mise en place d'une barrière hydraulique contre l'intrusion d'eau de mer. L'eau utilisée pour la recharge provient, dans la plus grande partie des cas, d'eau de surface (cours d'eau, lacs, etc...) ou d'eau pluviale. Les eaux usées traitées peuvent aussi servir à la recharge, notamment dans les secteurs où l'eau de surface est elle-même peu disponible (pays méditerranéens, Moyen-Orient, Sud des Etats-Unis, Australie, etc...). En revanche, ce type d'eau de recharge n'est actuellement pas utilisé en France. Il existe différents types de dispositifs de RA, regroupés en deux familles principales : la recharge indirecte (ex. bassin d'infiltration) et la recharge directe (ex. forage d'injection). La recharge indirecte est utilisée dans le cas de nappes affleurantes ou sub-affleurantes. La recharge directe est utilisée pour alimenter des nappes captives, ou plus difficilement accessibles. La méthode de filtration par berges et lit du cours d'eau peut s'apparenter à une technique de recharge indirecte, à cela près qu'elle est induite par des pompages en nappe alluviale. Les méthodes de recharge par filtration par berge et indirecte sont aujourd'hui les plus répandues. A noter également le principe qui consiste à utiliser l'eau pompée par dispositif de filtration sur berge bénéficiant d'une amélioration de sa qualité par rapport à l'eau du cours d'eau pour l'utiliser ensuite pour la réalimentation de la nappe. Si chaque technique a ses avantages et inconvénients, elles peuvent toutes être affectées, en termes de performance, par des processus de colmatage, le changement des conditions physico-chimiques de la zone non-saturée, les interactions eau-roche au sein de la zone saturée et les mélanges des eaux imparfaits liés à la nature des formations ou des fluides.

En France, près de 90 sites de RA ont été recensés, dont une trentaine dans le bassin RMC. La RA y est déployée, en grande partie, pour la restauration quantitative ou qualitative des nappes. **Un examen détaillé du retour d'expérience des différents projets de RA en France et à l'étranger montre que les solutions techniques retenues ont bien souvent été adaptées spécifiquement en fonction du contexte et des problématiques à résoudre.** Il en ressort également que la mise en œuvre d'un projet RA est souvent complexe et nécessite de prendre en compte, dans les études de faisabilité détaillées, au moins 2 volets : un volet technique et un volet non-technique (réglementaire, social, économique et environnemental).

En effet, de nombreux paramètres hydrogéologiques sont à prendre en compte pour sélectionner le secteur et le dispositif adaptés ainsi que le dimensionnement de celui-ci : le type de formation aquifère concernée (dans la majorité des cas, la RA est effectuée pour des aquifères alluviaux ou sédimentaires), l'épaisseur de la zone non-saturée de l'aquifère à recharger (favorable à la RA si comprise entre 3 et 50m globalement), la perméabilité de l'aquifère (de  $10^{-2}$  à  $10^{-4}$  m/s), son coefficient d'emménagement et sa transmissivité, permettant de déduire la diffusivité de la formation (de  $10^{-8}$  pour une faible vitesse d'écoulement au sein de l'aquifère, à  $6,4 \cdot 10^{-1}$  m<sup>2</sup>/s pour une vitesse d'écoulement élevée) ; ainsi que les informations relatives à l'eau utilisée pour la recharge afin de minimiser l'impact sur le milieu rechargé (qualité de l'eau rechargée), le milieu prélevé (disponibilité de l'eau rechargée) et éviter l'apparition ou l'accentuation de conflits d'usage (connaissances des usages actuels de la ressource en eau sollicitée).

Sur le volet non-technique, la prise en compte de la réglementation est en lien avec la modification des restrictions du code de l'environnement et de la loi sur l'eau. La RA doit plus particulièrement respecter les dispositions en matière de protection des eaux souterraines contre leur dégradation par l'introduction de polluants. Par ailleurs, la prise en compte de l'acceptation sociale (et politique) doit être également prise en compte dans la mise en œuvre effective de la RA : assurer une parfaite transparence et communication le plus en amont possible dans la réalisation du projet dans le but d'informer et échanger avec l'ensemble des acteurs et consommateurs concernés. D'un point de vue économique, les coûts d'investissement et opérationnels dépendent également de nombreux paramètres, en plus particulièrement du volume de recharge. Aujourd'hui, il est admis que les projets RA peuvent être plus économiquement rentable des volumes de recharge entre 0,05 Mm<sup>3</sup>/an (ex. : petit projet en milieu rural) et 20 Mm<sup>3</sup>/an (ex. : gros projet industriel).

Largement mise en œuvre dans d'autres pays qui font face à de sérieux impacts de sécheresses et une rareté de l'eau, le recourt à la recharge artificielle (RA) reste encore assez peu développé en France, alors que cette solution présente de nombreux avantages (techniques, économiques et environnementaux) qui invitent à en évaluer le potentiel en particulier dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Une analyse de la faisabilité de la recharge artificielle à l'échelle du bassin RMC a alors été menée. Cette analyse a été conduite pour les deux types de dispositifs de recharge artificielle majeurs : recharge indirecte par bassin d'infiltration et recharge directe par forage. Deux types de critères ont été considérés : (i) les *critères physiques* traduisent les caractéristiques du sol et du sous-sol favorables (ou non) à chacun des types de dispositifs et (ii) les critères de contraintes traduisent les éléments d'occupation du sol favorables (ou non). L'existence d'informations hydrogéologiques précises grâce au référentiel BDLisa a permis de proposer une cartographie relativement robuste et fine du critère physique relatif à l'aquifère, à l'échelle des entités hydrogéologiques. Pour des raisons de clarté et du fait de l'hétérogénéité de résolution des cartes des différents types de critères, les critères physique set de contrainte sont présentés séparément et non sous la forme d'une combinaison. De ce fait, les résultats de l'analyse cartographique multicritères sont présentés sous la forme de quatre cartes à l'échelle du bassin RMC.

Une première analyse de la carte de potentialité (critère physique) de la recharge directe montre que certaines masses d'eau souterraine profondes, dont l'état quantitatif nécessite d'être préservé ou amélioré d'après l'état des lieux du SDAGE RMC 2016-2021, apparaissent comme favorables à assez favorables comme par exemple les alluvions profondes de la nappe de Dijon-sud (FRDG171), les alluvions profondes de la plaine de la Tille (FRDG387), les calcaires jurassiques sous couverture pied de côte bourguignonne et châlonnaise (FRDG228), sous réserve de compléments d'études les molasses miocènes du Bas Dauphiné entre les vallées de l'Ozon et de la Drôme (FRDG248 – sur certains secteurs seulement), sous réserve de compléments d'études les molasses miocènes du Comtat (FRDG218 – sur certains secteurs seulement) et les calcaires jurassiques pli-ouest Montpellier (FRDG160, FRDG159 – sur certains secteurs seulement). Concernant la recharge indirecte, la plupart des masses d'eau affleurantes, dont l'état quantitatif nécessite d'être préservé ou amélioré d'après l'état des lieux du SDAGE RMC 2016-2021, apparaissent comme favorables à moyennement favorables, telles que les alluvions de la Savoureuse (FRDG362), les alluvions de l'Arve (FRDG364), de nombreuses masses d'eau le long de la vallée du Rhône (Alluvions de la Plaine de Bièvre-Liers-Valloire (FRDG303), Alluvions des Plaines du Comtat (FRDG352), *etc...*) et sur le pourtour méditerranéen (Cailloutis de la Crau (FRDG104), Alluvions de l'Argens (FRDG376), Alluvions de l'Aude en basse vallée (FRDG368), *etc...*).

Ces cartes constituent une analyse préliminaire à une échelle qui ne permet pas de prendre en compte finement tous les éléments nécessaires à l'implantation d'un dispositif de recharge artificielle. Elles doivent être utilisées avec prudence dans le seul objectif d'identifier les grands secteurs favorables. La décision d'implanter ou non un dispositif de recharge artificielle doit faire l'objet d'études plus détaillées à l'échelle locale.

Ce type d'analyse détaillée à l'échelle locale fait l'objet de la seconde phase du projet qui consiste à mettre en œuvre une telle analyse sur quelques sites pilotes. Cette phase traitera de questions de Recherche et Développement, en intégrant des éléments de coûts ainsi que la prise en compte de la disponibilité et la qualité de l'eau utilisée pour la recharge. L'objectif sera d'en déduire un certain nombre de recommandations à destination des gestionnaires pour la mise en œuvre de ce type de solution.

## 6 Bibliographie

- Allier D., Tormo F., Brugeron A., Machard de Gramont H., Mardhel V. (2011). Evaluation préliminaire du risque d'inondations par remontées de nappes. RAPPORT PROVISoire. BRGM/RP-59890-F.
- 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 (2016). Risques sanitaires liés à la recharge artificielle de nappes d'eau souterraine, Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective. Saisine n°2012-SA-0255., <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2012SA0255Ra.pdf>
- 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/EAUX2009sa0329Ra.pdf](http://www.anses.fr/sites/default/files/files/EAUX2009sa0329Ra.pdf).
- Avias J.V. (1995). Gestion active de l'exurgence karstique de la source du Lez, Herault, France, 1957-1994. Hydrogéologie, 1995, 113-127
- Bardeau M. (2012). Appui technique au SMEAG en matière d'hydrogéologie dans le cadre de la révision du PGE Garonne-Ariège. BRGM/RP-61156-FR. Rapport final. 86p. 16 ill., 2 ann.
- Bateman I.J., Lovett A.A., Brainard J.S. (2003). Applied environmental economics – A GIS approach to cost - benefit analysis. Cambridge University Press.
- Botzan T.M., A.I. Necula, M.A. Marino and H. Basagaoglu, (1999). Benefit-cost model for artificial recharge scenario in the San Joaquin Valley, California. Water Resources Management 13: 189–203.
- Bouwer H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal (10), pp. 121-142.
- Bouzit M., Casanova J., Grellier S. et Devau N. (2014). Analyse économique et sociale du procédé ACTISOL pour la recharge artificielle de nappes par des eaux usées traitées. Rapport final. BRGM/RP- 63941-FR. 60 pages.
- Caballero Y., Lanini S., Zerouali. L., Bailly-Comte V. (2016). Caractérisation de la recharge des aquifères et évolution future en contexte de changement climatique. Application au bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport BRGM/RP-65807-FR, 88 p.
- 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.
- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2013). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p., 16 ill., 18 ann.

Casanova J., Béchu E., Bouzit M., Leroy Ph., Maton L., Pettenati M. (2008). Appui au projet de REcharge artificielle et Gestion Active des nappes Littorales (REGAL). Rapport intermédiaire BRGM/RP- 56836 – FR, Décembre 2008, 63 pages, 20 illustrations.

CGDD (2015). [http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits\\_editoriaux/Publications/Le\\_Point\\_Sur/2015/lps219-occupation-des-sols-decembre2015.pdf](http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2015/lps219-occupation-des-sols-decembre2015.pdf)

CGDD (2017). Evaluation environnementale – Guide de lecture de la nomenclature des études d'impact (R. 122-2). Rapport édité par le Commissariat général au développement durable (CGDD) en février 2017. 68p. <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-28555-evaluation-environnementale-guide-reforme.pdf>

Charlesworth, P.B., Narayan, K.A., Bristow, K.L., Lewis, B., Laidlow, G. and McGowan, R. (2002). The Burdekin Delta - Australia's oldest artificial recharge scheme. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (Ed.) Proceedings of the 4th Intl Symp on Artificial Recharge (ISAR4), Adelaide, Sept. 22-26, 2002, Swets & Zeitlinger, Lisse, ISBN. 90 5809 527 4, pp.347-352.

Detay M. (1997). La gestion active des aquifères, 440 p, ed. Masson.

Diaz Murillo J.M., de la Orden G., Lopez Geta J.A., Rubio Campos A., Gonzalez Ramon, Martin Machuca A., 2002. Lessons from groundwater recharge projects in Spain, in: Dillon, P. (Ed.), ISMAR, Adelaide, pp. 393-398.

Dillon P., Escalante, E.F., Tuinhof, A. (2014). Management of aquifer recharge and discharge processes and aquifer storage equilibrium, GEF-FAO Groundwater Governance Thematic Paper 4, 41 p., [http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user\\_upload/groundwatergovernance/docs/Thematic\\_papers/GWG\\_Thematic\\_Paper\\_4.pdf](http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Thematic_papers/GWG_Thematic_Paper_4.pdf)

Dillon P., Pavelic P., Page D., Beringen H. and Ward J. (2009). Managed Aquifer Recharge: An Introduction, Waterlines Report No 13, Feb 2009. [http://www.mdba.gov.au/kid/files/772-Waterlines\\_MAR\\_completeREPLACE\[1\].pdf](http://www.mdba.gov.au/kid/files/772-Waterlines_MAR_completeREPLACE[1].pdf)

Dillon P. (2005). Future management of aquifer recharge. Hydrogeology Journal 13, 313-316.

DREAL (2016). Sites web et source de données des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, sur les zones protégées par région :

- ✓ Midi-Pyrénées <http://carto.mipygeo.fr/1/public.map>
- ✓ Languedoc Roussillon [http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/19/dreal\\_lr\\_general.map&layer=Arr%C3%AAt%C3%A9s%20pr%C3%A9fectoraux%20de%20protection](http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/19/dreal_lr_general.map&layer=Arr%C3%AAt%C3%A9s%20pr%C3%A9fectoraux%20de%20protection)
- ✓ PACA [http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/25/environnement.map&object=R%C3%A9serve%20naturelle%20nationale;COD\\_OFFI;FR3600011#](http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/25/environnement.map&object=R%C3%A9serve%20naturelle%20nationale;COD_OFFI;FR3600011#)
- ✓ Auvergne [http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=TJM\\_SiteC\\_83.map&service\\_idx=7W](http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=TJM_SiteC_83.map&service_idx=7W)



- ✓ Bourgogne [http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/9/Nature\\_Paysage\\_map](http://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/9/Nature_Paysage_map)
- ✓ Franche-Comté [http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=CarteInfo\\_map&service\\_idx=14W](http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=CarteInfo_map&service_idx=14W)
- ✓ Lorraine [http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=carte\\_globale\\_lorraine\\_TRAVAIL.map&service\\_idx=21W](http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/index.php?map=carte_globale_lorraine_TRAVAIL.map&service_idx=21W)
- ✓ Corse : par l'intermédiaire de Nicolas Frissant BRGM de Corse (tel : 04.95.58.04.45 ; mail : [n.frissant@brgm.fr](mailto:n.frissant@brgm.fr))

Dudding M, Evans R, Dillon P and Molloy R (2006). Report on Broad Scale Map of ASR Potential in Melbourne. SKM and CSIRO Report to Smart Water Fund, March 2006, 49. [http://www.smartwater.com.au/downloaddocs/Broad\\_Scale\\_Mapping\\_Report\\_for\\_Melbourne.pdf](http://www.smartwater.com.au/downloaddocs/Broad_Scale_Mapping_Report_for_Melbourne.pdf) .

Escalante E.F., Gil R. C., San Miguel Fraile M. A., Sánchez Serrano F. (2014). Economic Assessment of Opportunities for Managed Aquifer Recharge Techniques in Spain Using an Advanced Geographic Information System (GIS). *Water*, 6, 2021-2040, doi:10.3390/w6072021

Escobar J., Betancur T., Martínez C. & Palacio P.. Universidad de Antioquia, CI 67#53-108, Medellín (COLOMBIE) - Email: [john.escobar@udea.edu.co](mailto:john.escobar@udea.edu.co)

Gale I.N., Neumann I., Calow R.C. and Moench M. (2002). The effectiveness of Artificial Recharge of groundwater: a review. British Geological Survey Commissioned Report, CR/02/108N. pp. [https://assets.publishing.service.gov.uk/media/57a08d4aed915d622c0018d7/R8169-AGRAR\\_Review.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/media/57a08d4aed915d622c0018d7/R8169-AGRAR_Review.pdf)

Gomes E.G., Lins M.P.E. (2002). Integrating geographical information systems and multi-criteria methods: a case study. *Annals of Operations Research* 116, 243-269.

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, Thèse de doctorat, ENSMP, 210 p.

Händel F., Liu G., Dietrich P., Liedl R., Butler Jr. J.J. (2014). Numerical assessment of ASR recharge using small-diameter wells and surface basins. *Journal of Hydrology* (517) 2014, p 54-63. SiteWeb : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414003576>.

Hannappel S., Scheibler F., Huber A., Sprenger C. (2014). Characterization of European managed aquifer recharge (MAR) sites - Analysis, EU FP7 DEM'EAU project, [http://demeau-fp7.eu/sites/files/M11\\_1%20catalogue%20of%20european%20MAR%20applications\\_plus\\_appendix.pdf](http://demeau-fp7.eu/sites/files/M11_1%20catalogue%20of%20european%20MAR%20applications_plus_appendix.pdf)

Hatton G. (2009). Aquifer storage and recovery, a new resource. 72nd Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference, Bendigo Exhibition Centre. 71-76

IdéesEaux (2011). Syndicat d'Irrigation d'Alex Montoisson - Suivi de l'influence d'un prélèvement dans la Drôme et sa nappe d'accompagnement – Simulations par modélisation mathématique. Rapport BB-110315-EHY. 80p.

- IGN (2017). BD-ALTI, version 2.0, Descriptif du contenu, [http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC\\_BDALTI\\_2-0.pdf](http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC_BDALTI_2-0.pdf)
- INPN (2016). <https://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/espaces-protoges>
- Kacimov A.R., Zlotnik V., Al-Maktoumi A., Al-Abri R. (2015). Modeling of transient water table response to managed aquifer recharge: a lagoon in Muscat, Oman. *Environ Earth Sciences* (318) 2016, 13 p.
- Kloppmann W., Casanova J. (2010). La réutilisation des eaux usées : un enjeu majeur du développement durable. Fiche de synthèse scientifique, 24 - 4 p. Editions du BRGM.
- Maliva R.G. (2014). Economics of Managed Aquifer Recharge. *Water*, 6, 1257–1279.
- Mardhel V., Frantar P., Uhan J. and Miso A. (2004). Index of development and persistence of the river networks as a component of regional groundwater vulnerability assessment in Slovenia. International conference on groundwater vulnerability assessment and mapping. Ustron, Poland, 15–18 June 2004
- 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.
- Rahman M.A., Rusteberg B., Gogu R.C., Lobo Ferreira J.P., and Sauter M. (2012). A new spatial multi-criteria decision support tool for site selection for implementation of managed aquifer recharge. *J. Environ. Manage.* doi: 10.1016/j.jenvman.2012.01.003.
- Saaty L. T. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process, *Int. J. Services Sciences*, Vol. 1, No. 1, 83-98.
- Saint-Pé M. A. (1971). L'alimentation artificielle des nappes, *Hydrological Sciences Journal*, 16: 2, 7 — 25, <http://dx.doi.org/10.1080/02626667109493045>.
- Senante-Molinos, M., Hernandez-Sancho, F. and Sala-Garrido, R. (2010), Economic feasibility study for wastewater treatment: a cost-benefit analysis. *The Science of the Total Environment* 408 (20), 4396-4402.
- SANDRE (2015). BD LISA Version 1 – Scénario d'échange de données géographiques (Descriptif de livraison) Version 2. Editeur : Ministère chargé de l'environnement. SiteWeb : [http://www.reseau.eaufrance.fr/geotraitements/sites/default/files/avertissement\\_utilisation\\_BDLISA\\_version\\_1.pdf](http://www.reseau.eaufrance.fr/geotraitements/sites/default/files/avertissement_utilisation_BDLISA_version_1.pdf).
- Schmidt C.K., Lange F.T., Brauch H.J., Kuehn W. (2003). Experiences with Riverbank Filtration and Infiltration in Germany. Karlsruhe: DVGW-Water Technology Center (TSW).
- Seguin J.J., Mardhel V., avec la collaboration de Schomburgk S. (2012). Référentiel Hydrogéologique Français BDLISA, version beta. Présentation du référentiel, principes de construction et mise en œuvre., Rapport final. BRGM/RP-61034-FR. 154 p., 57 ill., 2 ann., 1 DVD.
- Sprenger C., Hartog N., Hernandez M., Vilanova E., Grützmacher G., Scheibler F., Hannappel S. (2017). Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: historical development, current situation and perspectives. *Hydrogeol J*, 25, 1909-1922, doi: 10.1007/s10040-017-1554-8

Steinel A., Schelkes K., Subah A., and Himmelsbach T. (2016). Spatial multi-criteria analysis for selecting potential sites for aquifer recharge via harvesting and infiltration of surface runoff in north Jordan. *Hydrogeol. J.* doi: 10.1007/s10040-016-1427-6.

Wintgens T., Nätörp A., Elango L., Asolekar S. R. (2016). *Natural Water Treatment Systems for Safe and Sustainable Water Supply in the Indian Context: Saph Pani*. IWA Publishing. Vol.14. 366p., doi: 10.2166/9781780408392

WRD (2016). *Water Replenishment District of Southern California, Engineering Survey and Report*, [http://www.wrd.org/WRD\\_ESR\\_Report\\_March\\_3\\_2016\\_Final\\_For\\_Web.pdf](http://www.wrd.org/WRD_ESR_Report_March_3_2016_Final_For_Web.pdf)

Wuilleumier A., Seguin J.J. (2008). *Réalimentation artificielle des aquifères en France : une synthèse*. Rapport final. BRGM/RP-55063-FR, 122 pages, 21 figures, 3 tableaux et 5 annexe.

## Annexe 1

### Éléments de coûts de référence de quelques postes de dépenses des dispositifs de recharge artificielle

#### Éléments de coût d'investissement d'infrastructure d'adduction d'eau

Les informations et données de coût d'investissement de transfert d'eau sont issues de l'observatoire de coûts de l'agence de l'eau RMC, établi dans le cadre de la circulaire DCE 2007/18 du 16 janvier 2007. L'estimation du coût de référence est basée sur les dossiers subventionnés par les agences de l'eau entre 1997 et 2009 (étude réalisée en 2010<sup>12</sup>). L'échantillon des dossiers comprend 26 dossiers (17 dossiers RMC) à partir desquels une analyse statistique a été réalisée pour établir des fonctions linéaires du coût d'investissement des opérations de transfert d'eau.

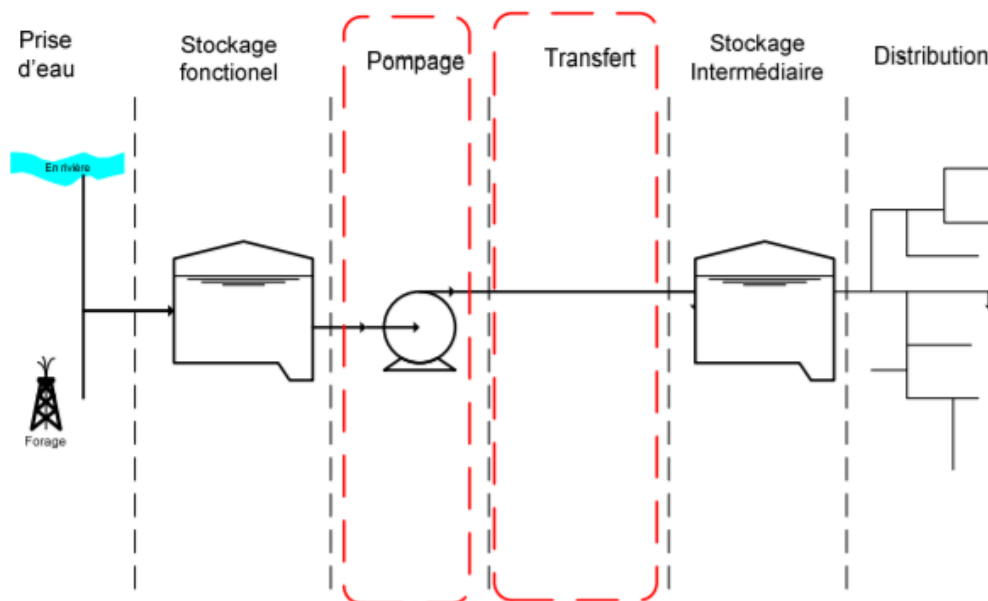
Ces dossiers concernent l'adduction d'eau d'un lieu de captage vers un lieu de distribution et d'utilisation (AEP principalement). Les postes de dépenses en investissement et leurs parts moyenne dans le coût d'investissement total sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Poste de dépenses d'opération de transfert d'eau	Part moyenne du coût total en % (nombre de dossier)
<b>Ouvrage de captage de la ressource</b> (prise d'eau en rivière, forage, piquage sur une canalisation, etc.)	11,2% (6)
<b>Ouvrage de stockage</b> fonctionnel de reprise (bâche de reprise, stockage tampon, marnage de poste de pompage, etc.)	13,6% (3)
<b>Ouvrage de pompage de transfert</b> (pompe de forage/adduction, pompes prises d'eau/adduction, pompes de reprise, surpresseurs ou accélérateurs en ligne, etc.)	29,9% (18)
<b>Ouvrage de transfert</b> (conduite ou canal), incluant terrassement, génie civil, fourniture et la pose des canalisations, la robinetterie intermédiaire de protection et de maintenance	73,6% (25)
Dépenses annexes : main d'œuvre (MOE, MOA), frais de déclaration réglementaire (Loi sur l'Eau ou DUP) et autres dépenses (frais de chantier, acquisitions foncières, servitudes, branchement EDF, etc.).	10,1% (21)

Les postes de dépenses en ouvrages de pompages (gravitaire ou sous pression) et de transfert (canalisation ou canal) sont les plus importants et représentent respectivement près de 30% et 74% du coût total.

Dans le cas d'une opération de transfert d'eau pour un projet de stockage souterrain, les ouvrages de stockage fonctionnel ou intermédiaire ne sont pas forcément mis en œuvre (figure ci-dessous). Les deux postes de dépense restent les plus importants pour le transfert d'eau de recharge.

<sup>12</sup> Source : <https://www.eaurmc.fr/observatoire-des-couts/gestion-quantitative/operations-de-transferts-deau.html>



Pour chacun de deux postes, l'analyse statistique issue de l'observatoire des coûts de RMC permet de définir le coût de référence respectivement en fonction du débit du pompage et du diamètre de canalisation :

$$\text{Coût de pompage (€)} = 4000 * Q \text{ (l/s)} + 160\,000 \text{ €}$$

Avec Q le débit de pompes en l/s, et exprimant la capacité de l'ouvrage

$$\text{Coût de référence transfert (€/ml)} = 0,55 * D \text{ (mm)} + 15 \text{ (€/ml)}$$

Avec D le diamètre de canalisation (en mm).

A titre d'exemple, pour un projet de transfert d'eau de recharge d'une capacité de 10 Mm<sup>3</sup>/an (317 l/s) sur un linéaire de canalisation de 10 km de 200 mm de diamètre, le coût d'investissement total des deux postes est estimé 1,43 + 1,25 = 2,68 M€ en 2009, soit 3,1 M€ en 2017 si l'on actualise le coût par l'indice TP11 (index des travaux publics de canalisations grande distance avec fourniture de tuyaux).

Il faut noter que ces coûts de références sont à extrapoler avec précaution car les dossiers analysés sont très hétérogènes et dépendent du contexte et du type du projet de transfert. Plusieurs autres paramètres peuvent entrer en ligne de compte tels que le matériau des canalisations, la profondeur des tranchés, les obstacles du tracé (routes, ponts, etc.) qui peuvent engendrer des surcoûts.

## Éléments de coût des procédés de traitement de l'eau brute

Les procédés de traitement de l'eau brute (prise d'eau en rivière) pour la recharge artificielle sont, en partie, identiques aux procédés mobilisés pour le traitement et la production d'eau potable. Il n'existe pas de procédé de traitement universel permettant d'atteindre une norme donnée de la qualité de l'eau et le plus souvent plusieurs procédés de traitements sont combinés (filiales de traitement). L'origine, la qualité de l'eau brute et la qualité de l'eau en sortie de filiale joue un rôle fondamental dans la constitution du coût de référence de la filiale de traitement.

Les procédés de traitement comprennent des procédés de traitement physiques, chimiques, physico-chimiques et biologiques (ou avancés) :

- Le traitement physique (ou traitement primaire) :

Il implique généralement les procédés naturel-physiques et consiste en simple décantation (ou sédimentation) qui permet de supprimer la majeure partie des MES. Il fait appel à différents procédés incluant plusieurs phases : (i) dégrillage (l'eau de rivière passe à travers des grilles qui retiennent les gros corps flottants), (ii) tamisage (passage dans des tamis plus fin qui retiennent les débris, les alluvions, etc.), (iii) la décantation simple (l'eau est stocké dans des bassins de décantation pour déposer les particules), (iv) la filtration (circulation de l'eau à travers des membranes/ filtres constitués de sable ou le charbon actif) et (v) la flottation (l'air sous pression est insufflé depuis le fond du bassin permettant ainsi aux particules de remonter en surface ou elles sont raclées puis évacuées).

- Le traitement chimique (ou traitement secondaire) :

Il consiste en utiliser des réactifs chimiques qui agissent sur les métaux lourds, les matières organiques, les germes pathogènes et les caractéristiques de l'eau. En générale, il peut comprendre plusieurs processus : (i) la chloration et/ou l'ozonation (utilisant le chlore ou l'ozone comme désinfectant), (ii) l'oxydation (au chlore ou l'ozone) et (iii) l'ajout de chaux pour modifier le H de l'eau. Elle implique plusieurs procédés : boues activées, bio-filtres, bioréacteurs, membranes, etc.

- Le traitement physico-chimique (traitement tertiaire) :

Le traitement tertiaire combine les traitements physique et chimique. Il vise surtout à réduire l'excès des nutriments N et P à travers un processus de dénitrification ou de remédiation de phosphore. Il déploie un ou plusieurs procédés tels que le charbon actif, l'ultrafiltration, la désinfection par chloration, le filtre planté macrophytes.

- Le traitement avancé (tertiaire quaternaire) :

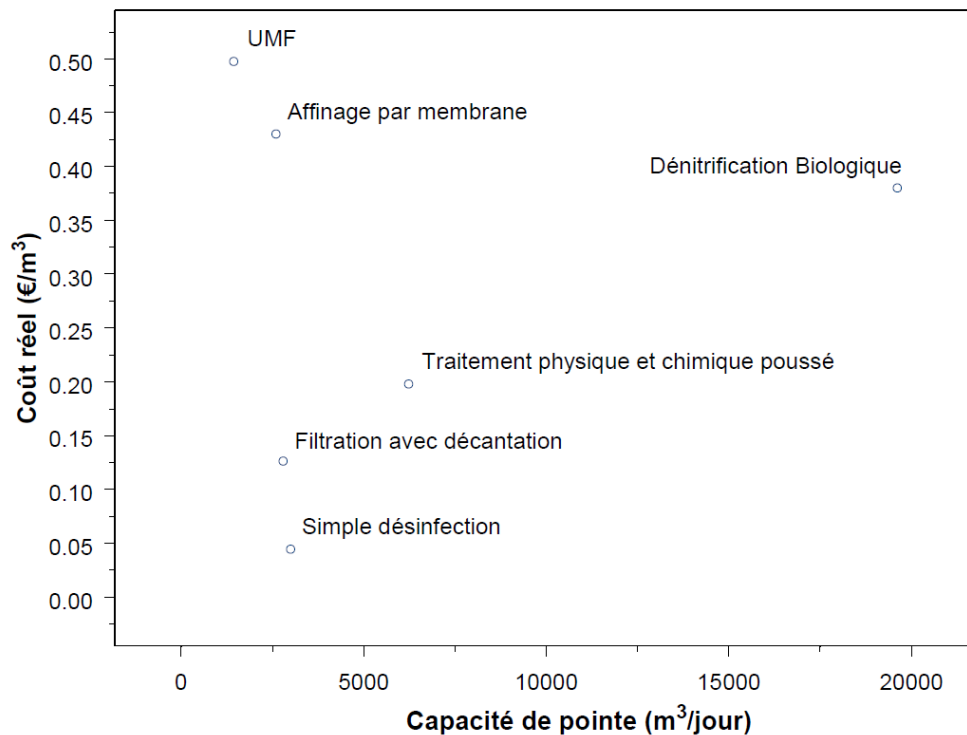
Les traitements précédents peuvent être complétés par des procédés de traitement avancé et plus performants (souvent biologiques) tels que : (i) les procédés membranaires (microfiltration, ultrafiltration, nano-filtration), (ii) les procédés par osmose inverse (surtout utilisés pour le dessalement d'eau de mer), (iii) les procédés de désinfection par rayons UV (utilisée pour la désinfection d'eau potable) et (vi) les procédés d'oxydation avancée par ultrason (électrodialyse réversible). Le rôle principal de ces procédés consiste à abattre les teneurs d'azote et phosphore et à réduire/éliminer les micro-organismes, pathogènes et micropolluants (traces de métaux, pesticides, produits pharmaceutiques, ...).

En France, les principales filiales de traitement de l'eau pour l'eau potable (combinaison de procédés) sont :

- Simple désinfection (souvent eau souterraine) : prise d'eau + désinfection ;
- Filtration physique simple : prétraitement + filtration sur sable + désinfection ;
- Filtration avec décantation : Prétraitement + coagulation/floculation + décantation + filtration sur sable + désinfection ;

- Traitement physique et chimique poussé : prétraitement + coagulation/floculation + décantation + pré-oxydation + filtration sur sable + affinage (charbon actif ou tour d'aération) + désinfection ;
- Dénitrification biologique : filière physique (sans pré-oxydation) + dénitrification Biologique ;
- Affinage par membrane : pré-oxydation + coagulation/floculation + décantation + filtration sur sable + microfiltration + nano-filtration + ré-minéralisation.

Le coût de traitement des différentes filières dépend de la capacité de pointe de traitement de l'unité de traitement en fonctionnement normal (charge volumétrique en m<sup>3</sup>/j). La figure ci-dessous donne des ordres de grandeurs du coût unitaire global (investissement et exploitation) des principales filières citées.<sup>13</sup>



Ces coûts peuvent varier significativement selon l'origine de l'eau brute et la capacité de traitement.

Pour les projets de recharge artificielle, il convient de retenir, au minimum, les ordres de grandeurs suivants :

- Recharge indirecte : > 0,15 €/m<sup>3</sup> (traitement primaire par filtration avec décantation)
- Recharge directe : > 0,20 €/m<sup>3</sup> (traitements physico-chimique avancé, voir traitement biologique)

<sup>13</sup> Source : Corisco-Perez C. (2006). Potabilisation : les coûts réels de production d'eau potable. Synthèse Technique, ENGREF, Montpellier, Février 2016. <https://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/corisco.pdf>

## Éléments de coût d'investissement des bassins d'infiltration

Les informations et données de coût d'investissement des bassins d'infiltration sont rarement disponibles. Néanmoins, les bassins d'infiltration peuvent être assimilés aux ouvrages techniques des retenues collinaires. Les données de coûts issues de l'observatoire de coûts de l'agence de l'eau RMC sont alors exploitées pour établir des ordres de grandeurs pour les bassins d'infiltration.

L'observatoire des coûts de RMC définit une retenue collinaire « technique » comme tout ouvrage ayant une capacité de stockage inférieure à un million de mètres cubes (retenue définie comme barrage d'eau, au-delà de 1 Mm<sup>3</sup>) et dont le coût de réalisation est supérieur de 30% par rapport à une retenue collinaire, dite « rustique » (ex. plan d'eau en terre). Les retenues sèches, les bassins de lagunages et les bassins d'infiltrations sont considérés comme des retenues collinaires techniques.

L'estimation du coût de référence des retenues collinaires techniques est basée sur un échantillon de 8 dossiers sur un total 47 dossiers de subventionnés entre 1998 et 2005 (étude réalisée en 2005<sup>14</sup>). Sur l'ensemble des dossiers, les postes de dépenses en investissement et leurs parts moyenne dans le coût total sont récapitulés dans le tableau ci-dessous :

Poste de dépenses des ouvrages de retenues collinaires	Part moyenne du coût total en % (nombre de dossier)
Etude de projet détaillé	10% (14)
Frais de DUP et/ou d'autorisation	2% (10)
main d'œuvre / honoraires	6% (37)
Ouvrage de captage	2% (47)
Retenue et/ou digue	70% (46)
Vidange et évacuateur de crue	11% (43)
Divers / dépenses annexes	8% (47)
Surcoût de prise d'eau (par rapport au coût global)	+32% (8)
Surcoût des retenues techniques (par rapport au coût global)	+30% (8)

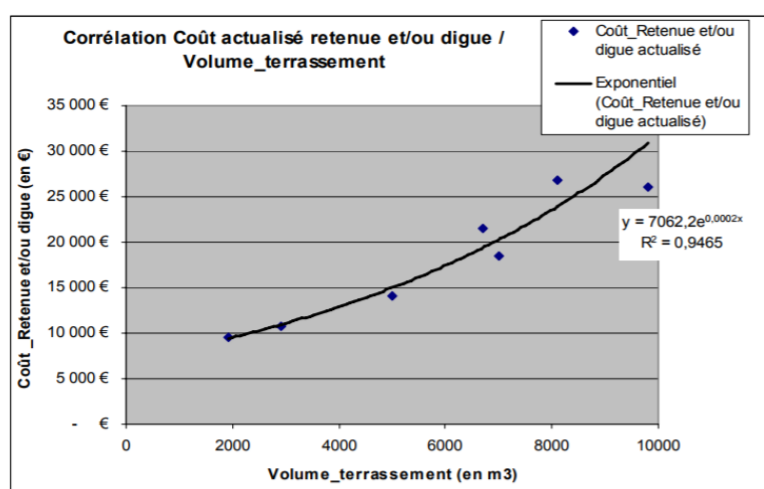
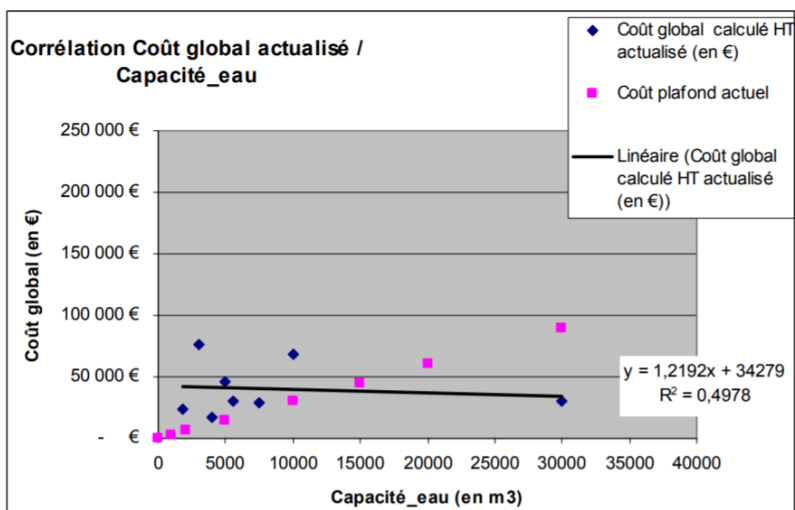
Le postes de dépense « retenue et/ou digue » est le plus important et représente en moyenne 70% du coût global, hors surcoût du poste prise d'eau et surcoût « techniques ».

Pour les 8 retenues collinaires techniques, l'analyse statistique a permis d'établir des corrélations du coût global et du coût du poste « retenue et/ou digue » actualisé, dépendant respectivement de la capacité de stockage et du volume de terrassement mis en œuvre (volume de terres décapées + terres terrassées). Ces deux corrélations sont reprises dans les figures ci-dessous (AE RMC, 2005<sup>15</sup>) :

<sup>14</sup> Source : <https://www.eaurmc.fr/observatoire-des-couts/gestion-quantitative/retenues-collinaires.html>

<sup>15</sup> Source : AE RMC (2005). Références de coûts pour la construction des retenues collinaires. AERM&C / DIS / REPD – CQ / juin 2005.





La fonction du coût de référence de construction des ouvrages techniques qui a été retenue par l'observatoire des coûts RMC est la suivante :

$$\text{Coût de référence (€)} = 2,28 (\text{€/m}^3) * \text{Capacité (m}^3) + 61100 (\text{€})$$

A titre d'exemple, pour la réalisation d'un bassin d'infiltration (assimilé à un ouvrage de retenue collinaire technique) d'une capacité de 10 000 m<sup>3</sup> (bassin de dimension 100m\*100m\*1m), le coût d'investissement total (hors prise d'eau) est estimé à près de 0,15 M€ en 2005, soit 0,20 M€ en 2017 si l'on actualise ce coût par l'indice TP03 (index des travaux publics de terrassements généraux).

En considérant des bassins d'infiltration unitaire de 100 m<sup>2</sup> (profondeur de 1 m) avec un taux moyen d'infiltration de 1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/j et un remplissage durant 100 jours/an (capacité de 10 000 m<sup>3</sup>/j), il faudrait alors 10 bassins unitaires pour atteindre un objectif de recharge artificielle de 10 Mm<sup>3</sup>/an. Dans ce cas, le coût d'investissement total en bassins d'infiltration serait approximativement de 2 M€ pour une superficie totale de 10 ha.

## Annexe 2

### Inventaire des sites de RA du bassin RMC

*L'inventaire des sites RA du bassin RMC a permis de recenser 29 sites (cf. section 3.2). Cet inventaire s'appuie essentiellement sur la base de données du BRGM des sites de recharge artificielle réalisée dans le cadre des travaux antérieurs au BRGM (Wuilleumier et Seguin (2008) et Casanova et al., (2013)) et des informations fournis par l'agence de l'eau RMC. Dans le cadre de ce projet, l'inventaire est actualisé par des investigations auprès des hydrogéologues régionaux du BRGM et des gestionnaires des sites*

Site	Département	Objectif de la recharge	Nappe concernée	Dispositif de recharge	Capacité d'infiltration	Volume de recharge (Mm <sup>3</sup> /an)	Eau de recharge	Usage des prélèvements	Volume prélevés (Mm <sup>3</sup> /an)	Etat actuel
Crépieux Charmy (Lyon)	Rhône	Qualité (Barrière)	Alluvions du Rhône - Ile de Miribel - Jonage	12 Bassins d'infiltration (profondeur de 4 à 5 m). Tranche d'eau d'épaisseur comprise entre 0,5 et 2,5 m.	201 500 m <sup>3</sup> /j	76,6	Eau du Rhône	AEP	109,5	Actif
Flammerans	Côte d'or	Quantité	Alluvions de la Saône entre les confluent de l'Ognon et du Doubs - plaine Saône-Doubs et Basse vallée de la Loue	Forage d'injection: Injection par puits "siphonnés" (et tranchées?)	500 m <sup>3</sup> /h soit jusqu'à 12000 m <sup>3</sup> /j	6,6	Eau de la Saône avec prétraitement (filtration)	AEP		Actif
Fontagneux (Grenoble)	Isère	Qualité (Barrière) / Quantité	Alluvions de l'Y grenoblois Isère / Drac / Romanche	Canaux de réalimentation	60270 m <sup>3</sup> /j en moyenne	22	Eau "du bassin amont du Drac"	AEP	15,2278	Actif
Hyères les Palmiers	Var	Qualité	Alluvions du Gapeau	Station de pompage + 2,2km de canalisation + 2 bassins d'infiltration	50l/s	0,7	Eau du Roubaud (alimenté par canal Jean Natte)	AEP		Actif
Donzère - Mondragon	Vaucluse	Quantité	Alluvions du Rhône du confluent de l'Isère à la Durance + alluvions basses vallée Ardèche, Cèze	Fosses et forages à massif filtrant	8,5 m <sup>3</sup> /s soit 734400 m <sup>3</sup> /j		Eau du Rhône sans prétraitement.	Autres que AEP		Mis en œuvre, probablement actif

Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin RMC: contexte et analyse cartographique

Site	Département	Objectif de la recharge	Nappe concernée	Dispositif de recharge	Capacité d'infiltration	Volume de recharge (Mm <sup>3</sup> /an)	Eau de recharge	Usage des prélèvements	Volume prélevés (Mm <sup>3</sup> /an)	Etat actuel
<b>Cavaillon</b>	Vaucluse	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	Bassin de décantation (45*7m) avec fosse à boue + filtre à tambour rotatif Passavant + 28 forages de 560mm diamètre (crépines en 300-320mm) et 18-20m de profondeur, avec massifs graviers filtrants	85 à 200l/s +ou- 20%	Max: 5 en 1986, min: 1,5 en 2006	Eau de la Durance (canal de St Julien) avec prétraitement	Autres que AEP	Retenue EDF	Non utilisé, mais pas abandonné
<b>Châteaurenard</b>	Bouches du Rhône	Quantité	Alluvions du Rhône du confluent de la Durance jusqu'à Arles et Beaucaire + alluvions du Bas Gardon	10 puits profonds (20m), 9 actifs + un bassin de décantation + 1 filtre Rotostrener		Max: 5 en 1990, min: moins de 1 depuis 2000	Eau du canal des AS II	Autres que AEP	Retenue EDF	Non utilisé, mais pas abandonné
<b>Plan-d'Orgon</b>	Bouches du Rhône	Quantité	Alluvions du Rhône du confluent de la Durance jusqu'à Arles et Beaucaire + alluvions du Bas Gardon	Souille 8 de décantation (250*180m), surface 45000m <sup>2</sup> + souille 7 injection (280*180m), surface 50400m <sup>2</sup> + 3 puits d'injection de 20m reliés à souille 7		Max: 8 en 1992, min: 0,5 en 2001	Eau de la Durance	Autres que AEP	Retenue EDF	Non utilisé, mais pas abandonné
<b>Vauvert</b>	Gard	Qualité / Quantité	Alluvions anciennes de la Vistrenque et des Costières	Forage d'injection (15-20m de profondeur)	moyenne de 52 200 m <sup>3</sup> /an soit environ 143m <sup>3</sup> /j en moyenne	0,0522	Eau du canal du Bas-Rhône	AEP		Abandonné (il y a 2-3 ans)

Site	Département	Objectif de la recharge	Nappe concernée	Dispositif de recharge	Capacité d'infiltration	Volume de recharge (Mm <sup>3</sup> /an)	Eau de recharge	Usage des prélèvements	Volume prélevés (Mm <sup>3</sup> /an)	Etat actuel
La Garde	Var	Qualité	Calcaires et marnes Muschelkalk plaine de l'Eygoutier				Mélange d'eau fourni par la SCP.	Autres que AEP		Abandonné
Plaine d'Avignon (Hôpital)	Vaucluse	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	2 forages d'injection avec massif filtrant (diamètre 600mm crépiné en 300mm), profond de 10 à 25m	60 L/s (30 L/s par forage) durant les 8 mois de test (1967-68)	Hopital + Puy: 2,5 (pendant 8 mois)	Eau de la Durance et des canaux	Autres que AEP	Retenue EDF	Abandonné en 1980 (colmatage)
Plaine d'Avignon (Leuze)	Vaucluse	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	Bassin d'infiltration (1ha) + forages d'injection (diamètre 7-8 pouces) de 10 à 15m de profondeur	100L/s		Eau de la Durance et des canaux	Autres que AEP	Retenue EDF	Abandonné en 1980 (colmatage)
Plaine d'Avignon (Puy)	Vaucluse	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	2 forages d'injection avec massif filtrant (diamètre 600mm crépiné en 300mm), profond de 10 à 25m	60 L/s (30 L/s par forage) durant les 8 mois de test (1967-68)	Hopital + Puy: 2,5 (pendant 8 mois)	Eau de la Durance et des canaux	Autres que AEP	Retenue EDF	Abandonné en 1980 (colmatage)
Plaine d'Avignon (Redourtier)	Vaucluse	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	Bassin d'infiltration (3-4ha) + forages d'injection (diamètre 7-8 pouces) de 10 à 15m de profondeur	280L/s puis 170L/s car colmatage		Eau de la Durance et des canaux	Autres que AEP	Retenue EDF	Abandonné en 1970 (colmatage)

Faisabilité de la recharge artificielle dans le bassin RMC: contexte et analyse cartographique

Site	Département	Objectif de la recharge	Nappe concernée	Dispositif de recharge	Capacité d'infiltration	Volume de recharge (Mm <sup>3</sup> /an)	Eau de recharge	Usage des prélèvements	Volume prélevés (Mm <sup>3</sup> /an)	Etat actuel
Trèbes (Plaine de Millegrand)	Aude	Quantité	Alluvions de l'Aude	Fosse + tranchée en demi-cercle			Eau du canal du midi	AEP	0,2922	Abandonné une dizaine d'années après mise en œuvre de 1985: raccordement à un barrage
Villeurbanne (Grand Camp)	Rhône		Alluvions du Rhône entre le confluent de la Saône et de l'Isère + alluvions du Garon	Tranchée filtrante						Abandonné (captage abandonné)
Manduel	Gard	Qualité	Alluvions anciennes de la Vistrenque et des Costières	2 forages d'injections		76	Eau de distribution (eau du Rhône)	AEP	24 à 30 m <sup>3</sup> /h + 7 m <sup>3</sup> /h si besoin	Abandonné en 2009 : changement de gestionnaire
Argeles sur mer	Pyrénées Orientales	Qualité / Quantité	Multicouche pliocène et alluvions IVaires du Roussillon	Bassin d'infiltration + Forage d'injection			STEP Argelès sur Mer	Autres que AEP		Non mis en œuvre: dépôts hétérogènes, de faible épaisseur et peu perméables. Minéralisation et teneur en azote élevées.
Calvi	Haute-Corse	Qualité (Barrière)	Aquifères alluviaux secondaires des basses plaines littorales de Corse	Infiltration au niveau du lit de la rivière.			Eau du barrage de Codole	AEP		Non mis en œuvre
Saint-Féliu-d'Amont	Pyrénées Orientales	Quantité	Multicouche pliocène et alluvions IVaires du Roussillon	Bassin d'infiltration			Eau de la Têt transitant par le canal de Perpignan	AEP	140 à 190 L/s	Non mis en œuvre

Site	Département	Objectif de la recharge	Nappe concernée	Dispositif de recharge	Capacité d'infiltration	Volume de recharge (Mm <sup>3</sup> /an)	Eau de recharge	Usage des prélèvements	Volume prélevés (Mm <sup>3</sup> /an)	Etat actuel
Villeneuve de la Raho	Pyrénées Orientales		Multicouche pliocène et alluvions IVaires du Roussillon				Eau du Plan d'eau de Villeneuve de la Raho			Non mis en œuvre
Peyrolles-en-Provence	Bouches du Rhône	Quantité	Alluvions de la Durance aval et moyenne et de ses affluents	Batterie de forages à massif filtrant (13 en 1968)	220 L/s (soit 19000 m <sup>3</sup> /j) durant 1 mois en 1956 sur 13 sites		Sources des côteaux	Autres que AEP	Retenue EDF	Mis en œuvre, mais pas d'informations
Vidauban	Var	Qualité	Alluvions des fleuves côtiers Giscle et Môle, Argens et Siagne.		0,65 Mm <sup>3</sup> /an = moyenne de 1781 m <sup>3</sup> /j	0,65				Mis en œuvre, mais pas d'informations
La Roquette-sur-Var	Alpes-Maritimes	Quantité	Alluvions du Var et Paillons	2 bassins d'infiltration + 2 bassins de décantation	1 m <sup>3</sup> /s/m <sup>2</sup>		Eau du Var			Mis en œuvre, mais pas d'informations
Geneuille	Doubs	Qualité / Quantité	Alluvions de l'Ognon	Filtration par berge, < 10 forages de pompage		0,7	Ognon			Expérimental (1980). Pas d'informations
Marsannay-la-Côte	Côte d'or	Qualité	Alluvions plaine des Tilles, nappe de Dijon sud + nappes profondes							T. Marguet (Agence Eau) et G. Mombertrand (interCLE): pas certains qu'il y ait de la recharge sur ce site
Cailloutis de la Crau	Bouches du Rhône		Cailloutis de la Crau			117				PASSIF
Gignac	Hérault		Alluvions de l'Hérault			21,2				PASSIF
Corneilla del Velcol	Pyrénées Orientales		Multicouche pliocène et alluvions IVaires du Roussillon							PASSIF





## Annexe 3

### Fiches synthétiques de quelques sites de RA

Cette annexe présente, de manière synthétique, les caractéristiques principales de 10 sites de recharge artificielle actifs ou ayant été actifs (7 en France et 3 à l'étranger) :

1. Crépieux Charmy (Rhône) - Alluvions du Rhône ;
2. Croissy-sur-Seine / Le Pecq (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne ;
3. Flins Aubergenville (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne;
4. Verneuil-Vernouillet (Yvelines) – Alluvions de la Seine ;
5. Projet Aquarenova, Hyères les Palmiers (Var) – Nappe alluviale du Gapeau ;
6. Sites de la Basse Vallée de la Durance (Bouches du Rhône, Vaucluse) – Alluvions de la Durance moyenne et aval;
7. Lavelanet de Comminges (Haute-Garonne) – Alluvions de la Garonne ;
8. Vessy (Bassin Genevois, SUISSE) – Nappe du Genevois ;
9. Parafield - Salisbury (Plaines du Nord d'Adélaïde, AUSTRALIE) - Aquifère miocène saumâtre des plaines du Nord d'Adélaïde ;
10. El Prat del Llobregat (Barcelone, ESPAGNE) – Aquifère du delta de Llobregat

Les 10 sites ont été sélectionnés de façon à illustrer la diversité des situations contextuelles, des objectifs de la recharge et des dispositifs de recharge déployés.

## 1) Crépieux-Charmy (Rhône) - Alluvions du Rhône

### La RA pour protéger les eaux souterraines des pollutions accidentelles / usage AEP

#### Contexte et objectif du projet RA

Situé à Lyon, entre les canaux de Miribel et de Jonage et le vieux Rhône, la pratique de la RA a été initiée dans les années 70 et 80. Le dispositif RA est utilisé pour recharger la nappe et accroître les capacités de l'aquifère mais aussi pour créer une barrière hydraulique entre le Rhône et la zone du champ captant d'eau potable, qui alimente 98% de l'agglomération lyonnaise. Cette barrière est nécessaire pour protéger le champ captant contre les pollutions accidentelles. L'enjeu de la RA est donc la protection du champ captant (l'un des plus grands d'Europe) constitué de 114 puits et forages AEP au droit desquels les débits de pompage (jusqu'à 9000 m<sup>3</sup>/h) engendrent la création d'une importante dépression piézométrique. Ces ouvrages sont situés à l'amont immédiat de l'agglomération entre les deux bras principaux du fleuve, le canal de Jonage et le canal de Miribel. Les champs captant et ses bassins occupent une superficie de 375 ha. Le champ captant et le dispositif RA sont gérés par Eaux de Lyon (Véolia EAU).

#### Nappe rechargée

Le toit de la nappe est à 6 - 8 m de profondeur. Elle est contenue dans les alluvions du Rhône, qui ont une vingtaine de mètres d'épaisseur. Celles-ci sont constituées de galets, graviers, sables avec des intercalations argileuses et parfois tourbeuses. La nappe est en relation hydraulique avec les différents bras du Rhône et canaux ce qui la rend très vulnérable à une éventuelle pollution de ces cours d'eau.

#### Eau de recharge

L'eau de recharge est prélevée dans le Rhône à l'aide de conduites et est ensuite stockée dans des bassins intermédiaires. La présence de ces derniers permet d'éliminer les flottants (présents dans le fleuve) ainsi qu'une légère décantation. L'eau est ensuite acheminée (via des pompes et conduits) vers les bassins.

#### Dispositif RA

Le dispositif RA est reconstitué de 12 bassins d'infiltration, représentent une superficie totale cumulée de 146 462 m<sup>2</sup> [environ 20 000 m<sup>2</sup> par bassin], situés entre les bras du Rhône et les puits (cf. Illustrations 1 et 2). Leurs profondeurs sont comprises entre 4 et 5 m, avec un fond tapissé d'une couche de sable de 30 cm d'épaisseur, qui joue un

rôle épurateur. L'alimentation se fait à l'aide de buses et la tranche d'eau varie de 0.5 à 1.8 m. Ce dispositif permet d'infiltrer au maximum jusqu'à 76.6 Mm<sup>3</sup>/an, contre environ 109 Mm<sup>3</sup>/an de prélèvement AEP dans la nappe. De 2009 à 2016 inclus, le volume minimal infiltré est de 18Mm<sup>3</sup> en 2013, et le volume maximal est de 40Mm<sup>3</sup> en 2009.

#### REX fonctionnement

Le fonctionnement du dispositif RA est optimisé à l'aide d'un logiciel de modélisation spécifique (ROSALYE). Cet outil permet de suivre l'état de la nappe alluviale en temps réel et de réguler les débits de pompage et d'infiltration au droit des différents ouvrages. Divers capteurs ont été mis en place sur le site et transmettent (toutes les 10 min environ) les données suivantes : Hauteur d'eau et débit d'alimentation au niveau de chaque bassin ; Température et hauteur d'eau du fleuve ; Niveau piézométrique de la nappe. Le logiciel permet également de simuler des scénarios d'alerte de pollution. En cas de pollution, l'alimentation des bassins est stoppée mais le dôme piézométrique mettra un certain temps à se résorber, faisant donc obstacle à la propagation d'une pollution. Ce site est actuellement toujours en fonctionnement.

#### Éléments de coût

Le dispositif de recharge comprend, aujourd'hui, 12 bassins d'infiltration qui ont été réalisés en deux tranches (1993 et 2007). Le coût d'investissement de seconde tranche (bassins 5 et 6) est de 10 M€, dont près de 50% en équipement des 2 bassins (prises d'eau, pompes, ...). Ce coût ne comprend pas le coût d'investissement du système de surveillance (piézomètres, capteurs, ...). La superficie des bassins 5 et 6 représente près de 50% de la superficie total des 12 bassins. En extrapolant leurs coûts, le coût d'investissement total serait de l'ordre approximativement de 20 M€ (coût indicatif hors inflation).

Les principaux postes de coût d'entretien et de maintenance sont :

- le coût remplacement des sables du fond bassins tous les 5-10 ans (environ 50% du coût d'exploitation),
- le coût de l'énergie liée aux pompes alimentant les bassins (estimé à 90k€/an pour une consommation moyenne de 32 kWh/m<sup>3</sup>),
- le suivi qualitatif réglementaire (130 k€/an),

- le coût d'élagage des arbres en bordure des bassins (non estimé).

### Référence

- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- David B. (Veolia Water), Moreau-Le Golvan Y. (KWB) (2008). Managed Aquifer Recharge (MAR): Challenges and Opportunities. EU Groundwater Conference - 13-15 November 2008

- Loizeau S. (2013). Amélioration de la compréhension des fonctionnements hydrodynamiques du champ captant de Crépieux-Charmy. Thèse. Sciences de la Terre. Université de Grenoble. 221p.
- Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.
- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

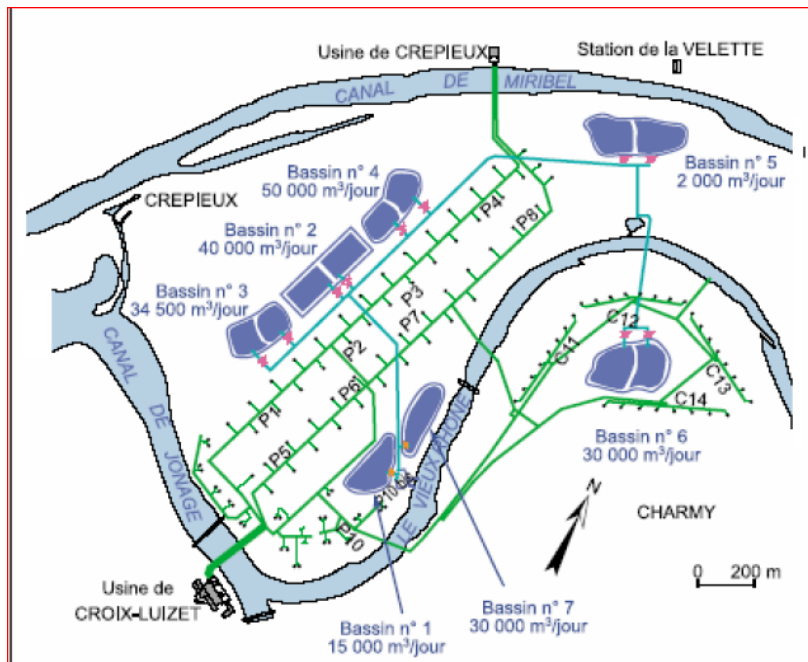


Illustration 1 : Plan schématique du champ captant de Crépieux-Charmy (Casanova et al., 2012)



Illustration 2 : Photographie aérienne du nord du site de Crépieux-Charmy (David et al., 2008)

## 2) Croissy-sur-Seine - Le Pecq (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne

### La RA pour accroître les réserves d'eaux souterraines / usage AEP

#### Contexte et objectif du projet RA

Mis en service en 1959, le site RA de Croissy-sur-Seine, situé à l'aval de Paris, est le premier grand site opérationnel en France. Il est géré par Suez (ex Lyonnaise des eaux). La RA de la nappe est rendue nécessaire pour accroître les réserves d'eaux souterraines. Cette recharge permet également, dans un second temps, d'améliorer la qualité de l'eau. La nappe est exploitée par un champ captant AEP constitué de 45 forages (d'environ 30 m de profondeur) (cf. Illustration 1).

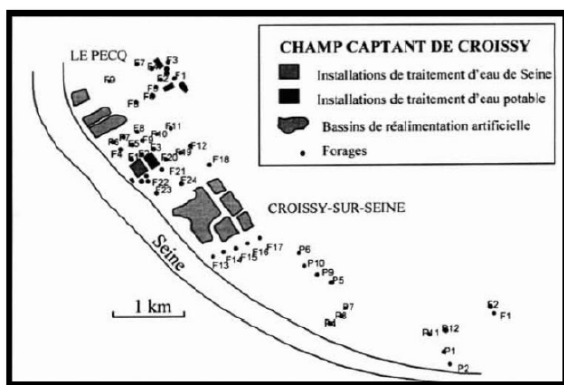


Illustration 1 : Schéma du site de Croissy-sur-Seine

#### Nappe rechargée

La nappe libre exploitée par le champ captant est contenue dans un aquifère bicouche. Ce dernier est constitué par les alluvions de la Seine et le toit fracturé de la craie sénonienne sous-jacente. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont très perméables et transmissifs ( $T = 10^{-2}$  à  $10^{-4}$  m<sup>2</sup>/s) et ont une épaisseur allant de 5 à 15 mètres. La partie inférieure de la craie (au-delà de 30-40 m de profondeur) est très peu perméable et constitue le mur de l'aquifère. Le niveau de la nappe au droit du site RA est à 10 m de profondeur. La nappe est naturellement alimentée par les eaux de pluie et, selon la saison, par la Seine. Le fleuve présente des traces de pollutions, du fait de la position du site à l'aval de l'agglomération parisienne (rejets industriels et des eaux urbaines parfois), pouvant se propager jusqu'à la nappe.

#### Eau de recharge

L'eau de recharge est pompée de la Seine puis traitée. Le traitement préalable est rendu nécessaire car l'eau de la Seine est en partie composée des rejets des eaux résiduelles urbaines.

#### Dispositif RA

Le dispositif RA fonctionne de la manière suivante (cf. Illustration 2) : le prétraitement de l'eau de recharge se fait tout d'abord par filtration à l'aide d'une grille et d'un tamis, puis par coagulation grâce à l'ajout de réactifs (notamment du charbon actif, un coagulant et un polymère). L'eau transite ensuite jusqu'à des bassins de décantation dans lesquels un coagulant et un flocculant sont injectés afin d'optimiser la sédimentation des particules. La dernière étape est la filtration sur sable. L'eau est par la suite acheminée vers 10 bassins d'infiltration, avec fond légèrement incliné. La surface totale d'infiltration est d'environ 12 ha, pour une capacité de recharge d'environ 300 000 m<sup>3</sup>/j. Le taux d'infiltration des bassins est relativement faible, de l'ordre de 1 m/jour.

En moyenne 25 Mm<sup>3</sup>/an d'eau sont traités et infiltrés par le dispositif RA, contre un prélèvement de 52 Mm<sup>3</sup>/an.

La recharge artificielle représente 30% de l'alimentation de la nappe (35% du reste provenant de la Seine, 15% des coteaux et 20% des eaux pluviales).

#### REX fonctionnement et bénéfiques

Actuellement, le site de recharge est toujours en fonctionnement et est indispensable pour la reconstitution de la réserve d'eau et à la poursuite de l'exploitation intensive de la nappe pour l'usage AEP.

De plus, la RA a permis une amélioration significative de la qualité des eaux pompées dans la nappe phréatique notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse.

En 1974, une recharge par injection directe avait été testée sur le site, via un puits d'injection de 1500 mm de diamètre. Le sol autour du puits avait été chargé et fortement compacté, afin de contrecarrer d'éventuelles résurgences à proximité de l'ouvrage. En fonctionnement continu, le débit d'infiltration atteint était de l'ordre de 3500 m<sup>3</sup> par jour en moyenne. Suite à d'importants problèmes d'exploitation, notamment de colmatage, cette technique a été abandonnée.

#### Éléments de coût

Les bassins d'infiltration ont été réalisés en 1968, puis complétés en 2007. Le coût total d'investissement n'est pas connu.

Le coût moyen de fonctionnement du dispositif est estimé approximativement, à dire d'expert, à environ 11 000 €/an, dont près de 68% de coût de curage des bassins (1 fois par an). A ce coût, s'ajoute le coût de pompage, de traitement et de transfert de l'eau de la Seine. Cette composante du coût de fonctionnement n'a pas pu être estimée.

### Références

- Archambault J., Bize J., Margat J. (1968). Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines. BRGM & BURGEAP. Délégation générale à la recherche scientifique et techniques. 68 SGL 020 HYD
- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.

- Haeffner H., Grandguillaume J.J., Vanrenterghem A. (2001). La réalimentation des nappes : exemples d'application en France, La Houille Blanche, Paris, pp. 133-137
- Ouvrage collectif sous la direction de Roux J-C (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.
- Verjus P., Viennot P., Abasq L., Gallois N. (2013). Modélisation hydrodynamique de surstockage en nappe semi-profonde dans le cadre des mesures d'adaptation au changement climatique. 19ièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues (IAH/AIH), May 2013, Bordeaux, France. p.65-73.
- Wulleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

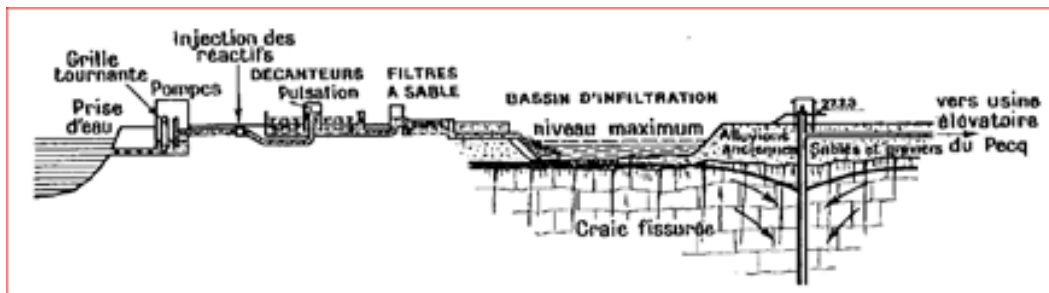


Illustration 2 : Schéma général du dispositif RA du site de Croissy-sur-Seine réalisé par J. Bize (« Alimentation artificielle des nappes souterraines », 1972)

### 3) Flins – Aubergenville (Yvelines) - Alluvions de la Seine et de la Craie sénonienne Le système RA Bi'Eau / usage AEP

#### Contexte et objectifs du projet RA

Le site RA de Flins-Aubergenville est situé près de l'usine de production d'eau potable de Flins-sur-Seine. Il a été mis en service en 1980. Le site est géré par Suez (ex. Lyonnaise des Eaux). La RA a pour objectif de maintenir le niveau piézométrique de la nappe mais aussi d'améliorer la qualité de l'eau pompée. La nappe est vivement exploitée pour l'alimentation en eau potable de près de 700 mille habitants, via un champ captant s'étalant sur une surface d'environ 16 km<sup>2</sup>. Ce dernier est situé dans une plaine alluviale, à environ 30 km en aval de Paris et est constitué de 40 puits et forages (cf. Illustration 1).

#### Nappe rechargée

La nappe libre exploitée ici est contenue dans un aquifère bicouche. Ce-dernier est constitué par les alluvions de la Seine et le toit fracturé de la craie sénonienne sous-jacente. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont très perméables ( $K=10^{-4}$  à  $10^{-3}$  m/s) et ont une épaisseur allant de 5 à 15 mètres. La partie inférieure de la craie (au-delà de 30-40 mètres de profondeur) est très peu perméable et constitue le mur de l'aquifère. Le niveau de la nappe au droit du site de Flins-Aubergenville est à 5-10m de profondeur. La nappe est naturellement alimentée par les eaux de pluie et, selon la saison, par la Seine. Le fleuve présente des traces de pollutions (rejets industriels et des eaux urbaines parfois) pouvant se propager jusqu'à la nappe.

#### Eau de recharge

L'eau de recharge est pompée dans les alluvions de la Seine à proximité des berges du fleuve.

#### Dispositif RA

Le dispositif RA de la nappe est appelé "Système Bi'Eau". Il a été développé, en 2005, par la Lyonnaise des Eaux et le CIRSEE (Centre International de Recherche Sur l'Eau et l'Environnement de Suez Environnement). Il fonctionne suivant 3 étapes (cf. Illustration 2) :

1. Six ouvrages, appelés "forages primaires" et situés à proximité de la Seine (en bordure ou dans une gravière), pompent dans la nappe qui est alors alimentée par le fleuve. Lors de cette alimentation, l'eau est filtrée une première fois à travers les berges de la Seine. On parle dans ce cas de "réalimentation induite".

2. Par la suite, l'eau pompée est déversée dans 7 bassins d'infiltration (anciennes sablières). Ils permettent une seconde filtration de l'eau qui migre vers la nappe à des vitesses allant de 0,4 à 1 m/j. D'une superficie totale de 11 ha, les 7 bassins sont utilisés de manière alternative avec des cycles de "mise en eau - mise à sec" (d'une durée de 3 mois) permettant d'améliorer l'infiltration en limitant le colmatage.

3. Enfin, l'eau est à nouveau pompée via une trentaine de "forages secondaires" situés près des bassins d'infiltrations et acheminée jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable (traitement tertiaire).

Grâce à ce système, en moyenne, 6 Mm<sup>3</sup> d'eau sont infiltrés artificiellement chaque année (maximum 8 Mm<sup>3</sup>/an) pour des prélèvements qui s'élèvent à environ 30 Mm<sup>3</sup>.

#### REX fonctionnement et bénéfiques

Au départ, les fonctions d'épuration des berges de la Seine n'étaient pas exploitées et les eaux du fleuve subissaient un prétraitement avant d'être déversées dans les bassins d'infiltration (cf. Illustration 3-a). En 1991, ces derniers étaient complètement colmatés : des tests sur des carottes avaient donné des transmissivités de  $10^{-8}$  m<sup>2</sup>/s dans les premiers centimètres de craie en fond de sablière. De plus, de l'aluminium a été rencontré en forte concentration.

Différents essais de décolmatage ont été conduits : (i) raclage des 15 premiers centimètres de craie (sablière n°6), (ii) réalisation de tranchées drainantes remplies de sables (sablière n°5), (ii) fissuration et fracturation provoquées (explosif) dans la zone non saturée (5m) dans la sablière la sablière n°2.

Pour remédier au colmatage, le système Bi'Eau a finalement été mis en place (cf. Illustration 3-b) et est encore actuellement en fonctionnement.

Sur ce site, le principal bénéfice de la RA a été une amélioration significative de la qualité des eaux acheminées jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable notamment en ce qui concerne l'ammonium, le fer et le manganèse. Cette amélioration a par ailleurs, engendrés une diminution notable de 75% des quantités de boues (initialement 10000 tonnes/an) et une baisse des taux de nitrates de 20%. Le dispositif Bi'Eau a ainsi permis d'économiser 2 M€ d'investissement dans le traitement des boues, sans augmentation du coût opérationnel. En conséquence, le prix de l'eau potable a également baissé.



### Éléments de coûts

Peu d'éléments de coût sont disponibles sur le dispositif de recharge B'Eau. Néanmoins, le coût de curage serait équivalent au site de Croissy sur Seine (environ 7500 €/an). Il en est de même pour le coût de surveillance (environ 3500 €/an).

Le coût de la consommation électrique du pompage des 6 forages primaires (profondeur moyenne de 7,5 m et débit cumulé de 6 Mm<sup>3</sup>/an) est estimé approximativement à 80 000 €/an, pour un prix de l'énergie moyen de 0,14 €/kWh.

### Références

- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Chabert L. (Mars 2012). Présentation "Un exemple durable de protection de champs captants à Aubergenville (78), avec le développement d'une filière courte d'agriculture biologique". Forum Mondial de l'Eau, Marseille.

- Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.
- Haeffner 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. Thèse ENSMP. 211p.
- Le Guern C., Lachassagne P., et Noël Y., Persin F., De Buysscher I. (2003). Dessalement et recharge artificielle : synthèse technico-économique. 80 p.
- Suez Environnement. (2008). Suez Environnement développe des projets de réutilisation des eaux usées pour une gestion raisonnée de la ressource en eau. L'usine de réutilisation des eaux usées de Milan au secours des agriculteurs. 12 p.
- Ouvrage collectif sous la direction de Roux J-C (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.
- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

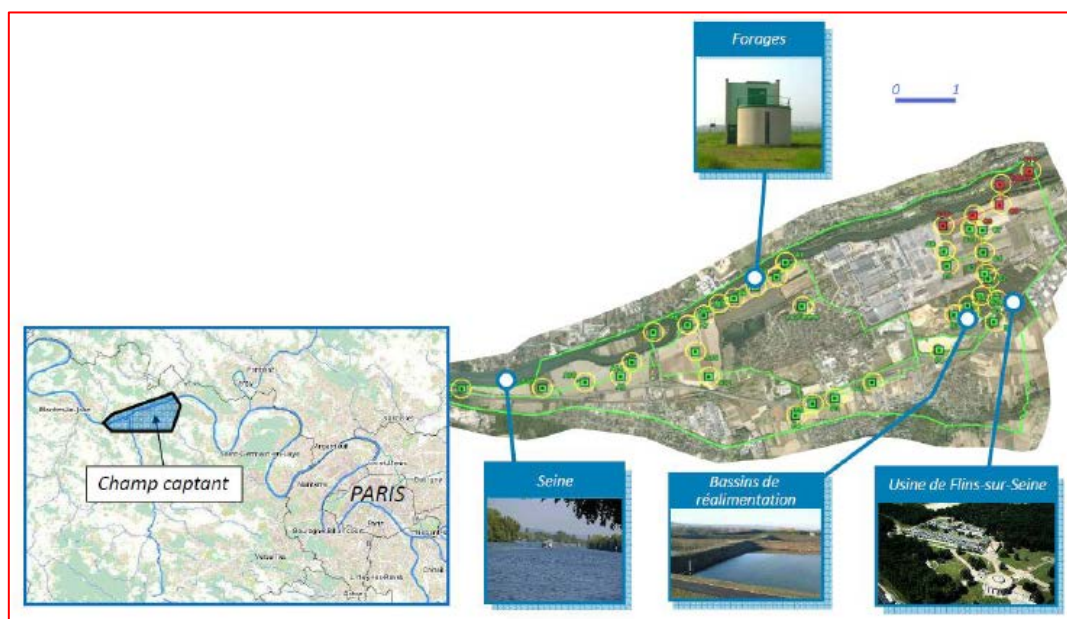


Illustration 1 : Localisation des installations présentes sur le site de Flins-Aubergenville (source : Suez Environnement)

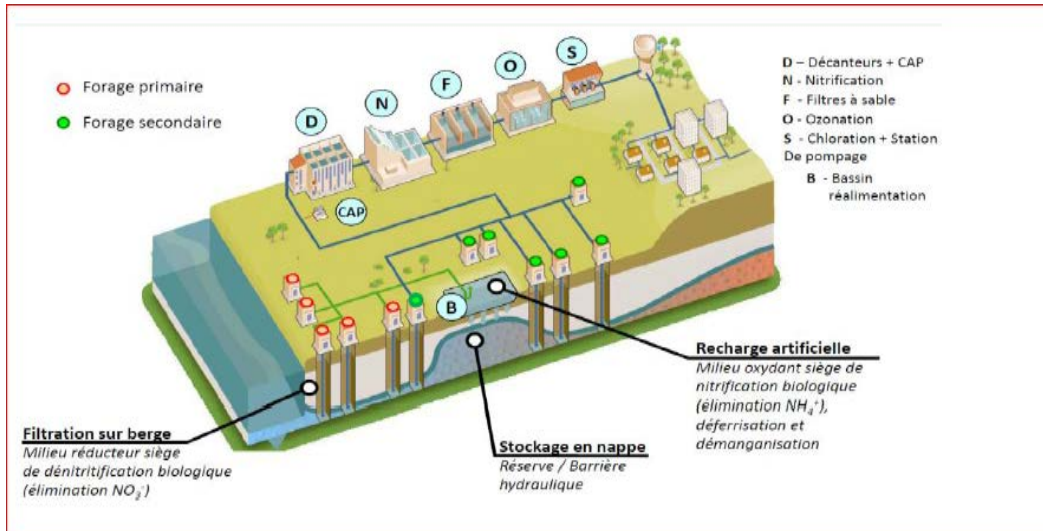


Illustration 2 : Schéma des installations mises en place sur le site de Flins-Aubergenville (réalisé par Suez Environnement et la Lyonnaise des Eaux, 2012)

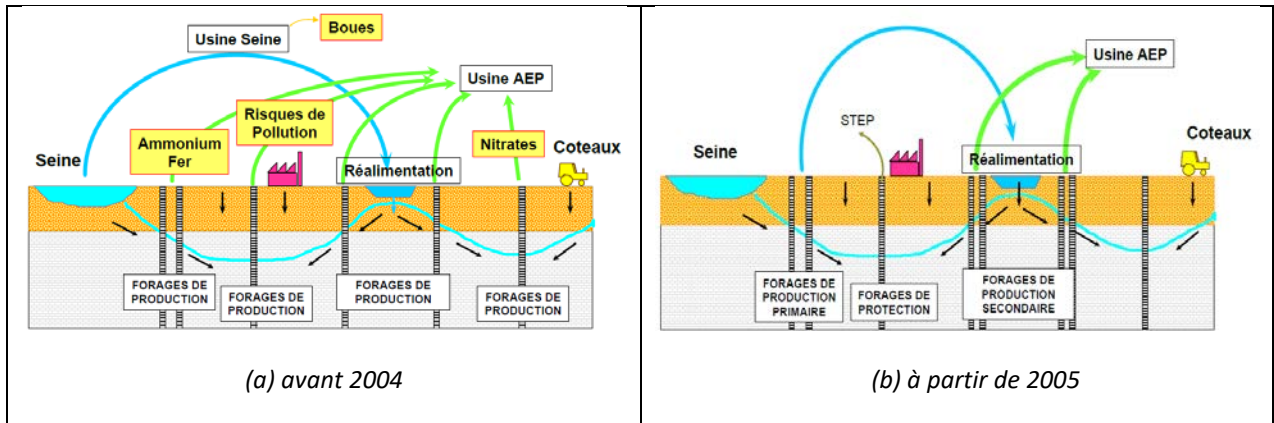


Illustration 3 : Schéma de la gestion du champ captant avant (a) et après (b) la mise en œuvre de Bi'Eau (d'après Haeffner H. de Lyonnaise des Eaux et Grandguillaume J.J. du CIRSEE, 2007)



#### 4) Verneuil - Vernouillet (Yvelines) - Alluvions de la Seine La RA par filtration induite et injection dans un étang existant / usage AEP

##### Contexte et objectifs du projet RA

Le site de réalimentation artificielle de Verneuil-Vernouillet est situé au niveau de l'étang du Gallardon, en bord de Seine. Il a été mis en place à l'initiative du Syndicat Intercommunal d'eau et d'assainissement de Verneuil-Vernouillet (SIEAVV) pour lequel Suez (ex. Lyonnaise des Eaux) joue le rôle de délégataire du service public de l'eau potable (production et distribution). Elle a aussi été chargée de la mission de maîtrise d'œuvre et de concevoir le système de recharge. Sur ce secteur, la réalimentation de la nappe phréatique est utilisée principalement afin d'améliorer sa qualité, nécessaire car cette nappe est exploitée pour l'alimentation en eau potable des habitants de Verneuil-sur-Seine et Vernouillet (environ 6000 foyers).

##### Nappe rechargée

L'aquifère dont la nappe est exploitée ici est constitué par les alluvions de la Seine uniquement. Il est en grande partie sous couverture limoneuse, excepté à proximité des coteaux. Les alluvions correspondent à des sables et graviers qui sont perméables et transmissifs ( $T = 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ ). Le niveau de la nappe au droit du site de Verneuil - Vernouillet est à moins de 5m de profondeur.

##### Eau de recharge

L'eau de recharge est pompée dans les alluvions de la Seine à proximité des berges de la Seine.

##### Dispositif RA

À Verneuil-sur-Seine - Vernouillet, le système de recharge (procédé Géofiltration®) développé fonctionne de la manière suivante :

1. L'eau est pompée dans la nappe phréatique via deux forages (F9 et F10, cf. Illustrations 1 et 2) de 15 m de profondeur situés à proximité de la Seine, afin d'utiliser les capacités géoépuratrices des berges du fleuve.

2. Cette eau est ensuite déversée dans l'Étang du Gallardon. La circulation de l'eau dans le sous-sol sous-oxygénés puis l'Étang oxygéné permet d'abaisser les teneurs en composés indésirables : nitrates, ammonium, etc. De plus, la stratification physico-chimique de l'étang permet une épuration naturelle supplémentaire de l'eau, améliorant considérablement sa qualité. L'eau s'infiltre ensuite de nouveau dans les alluvions, profitant d'une nouvelle filtration par les berges de l'étang.

3. L'eau de la nappe est par la suite à nouveau pompée via 7 forages d'exploitation (F1 à F7) d'environ 15 m de profondeur également. Enfin, elle est acheminée jusqu'à l'usine de traitement de l'eau potable avant d'être envoyée vers les habitations.

Le débit réinjecté est compris entre 100 à 200 m<sup>3</sup>/h selon les conditions hydrogéologiques. Un automate régule ce débit en fonction des niveaux d'eau dans le Gallardon et la nappe des alluvions de la Seine. Lorsque le niveau de la nappe est trop haut par rapport au niveau d'eau dans l'étang, l'alimentation des forages F1 à F7 se fait davantage par les eaux de la nappe encore chargée en nitrates et ammonium que par l'eau épurée provenant de l'étang, d'où la nécessité d'une réinjection d'eau plus importante dans l'étang.

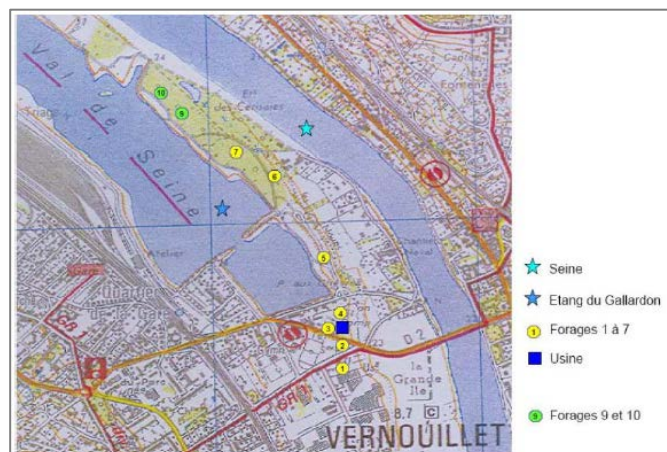


Illustration 1 : Localisation des ouvrages utilisés pour la gestion de l'eau à Verneuil-Vernouillet (source : SIEAVV)

##### REX fonctionnement

L'exploitation de la nappe a débuté en 1958 par la réalisation d'un premier forage d'exploitation, suivie de six autres en 1976 (forages F1 à F7) et accompagnés des premières installations de traitement de l'eau. L'eau alors prélevée est fortement chargée en ammonium et nitrates, motivant un projet de recharge artificielle.

Les premières études de faisabilité du projet de recharge artificielle de Verneuil-Vernouillet sont initiées en 1998. En 2003, le SIEAVV confie officiellement la mission de maîtrise d'œuvre à la Lyonnaise des Eaux. Deux nouveaux forages (F9 et F10) sont alors créés dans le cadre du projet de Géofiltration. C'est en 2007 que les autorisations

d'exploiter ces deux nouveaux forages sont officielles. Le site entre en service en juin 2009.

Actuellement, le site de recharge artificielle est toujours en fonctionnement. Il a permis une amélioration significative de la qualité des eaux acheminées jusqu'à l'usine de traitement d'eau potable (notamment en ce qui concerne l'ammonium, passé de 12 à 2,3mg/l, mais aussi le fer et le manganèse), sans que cela ne dégrade l'eau de l'étang.

Par ailleurs, le SIEAVV a agrandi l'usine de production d'eau potable. Des installations permettant une étape supplémentaire de filtration afin d'éliminer les particules d'oxydes de fer et de manganèse ont été mise en place.

Ces installations combinées avec le procédé de Géofiltration ont permis une réduction des réactifs utilisés pour l'épuration de l'eau et ainsi du coût de traitement (économie d'échelle)

### Eléments de coût

Le coût total en investissement s'est élevé à 857 000 € HT (études préalables, travaux de forages, ouvrages de génie civil et hydrauliques). Le SIEAVV a pu financer l'investissement avec l'aide de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (sous forme de

subvention (40%) et un prêt à taux zéro (20%)) et le conseil général (sous forme de subventions (40%)).

Le coût d'entretien et de maintenance est évalué à 20 000 €/an.

Au total, le coût de revient de l'eau produite est estimé à 0,0132 €/m<sup>3</sup>.

### Références

- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.
- Ouvrage collectif sous la direction de Roux J-C (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.
- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.
- <http://www.sieavv.fr>
- <https://www.yvelines.fr/projet/seconde-mise-en-oeuvre-du-procede-de-geofiltration-dans-les-yvelines/>

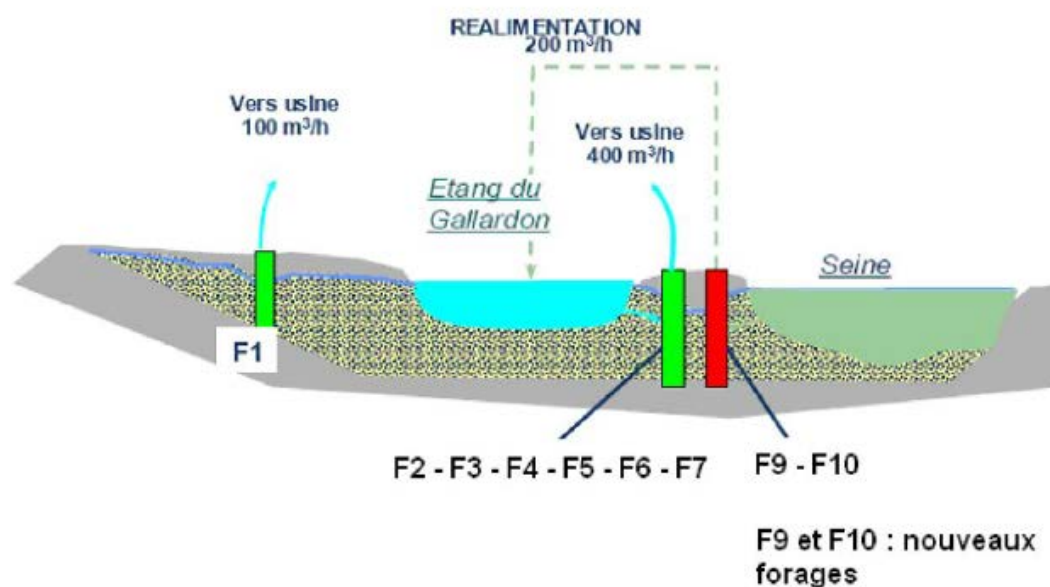


Illustration 2 : Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de Verneuil-sur-Seine (Schéma réalisé par le SIEAVV)

## 5) Dispositif Aqua Renova, Hyères les Palmiers (Var) – Nappe alluviale du Gapeau La RA par infiltration pour repousser le biseau salé / AEP

### Contexte et objectif du projet RA

Le nouveau dispositif de RA « Aqua Renova » a pour objectif la restauration de la nappe alluviale du Bas Gapeau sur le continent, en repoussant les intrusions salines, importantes en période estivale, pendant laquelle les prélèvements en eau augmentent considérablement (usage pour le tourisme et prélèvements agricoles).

Cette nappe constitue la principale ressource en eau potable de la ville d'Hyères. La commune exploite cette ressource par l'intermédiaire de deux champs captant du « Père Eternel » et du « Golf Hôtel » qui livrent en moyenne 4 millions de m<sup>3</sup> par an à la commune. Cet apport est complété par l'achat de 2 millions de m<sup>3</sup> par an au Syndicat d'Alimentation en Eau de l'Est Toulonnais. Depuis 2006, la nappe du Gapeau est menacée par des intrusions salines (identifiées jusqu'à 2 km à l'intérieur des terres), suites à plusieurs années de sécheresse.

### Nappe rechargée

La nappe visée est contenue dans l'aquifère des alluvions du Gapeau. Il est constitué de formations fluviatiles würmiennes de 5 à 25 m d'épaisseur. Ces alluvions ont une perméabilité de 10<sup>-6</sup> à 10<sup>-5</sup> m/s au niveau du site de réinfiltration, et une transmissivité générale de 10<sup>-4</sup> m<sup>2</sup>/s. Ils sont formés d'horizons aquifères discontinus : graviers, sables, sables argileux et argiles franches. Dans ces formations, les passées caillouteuses constituent le principal aquifère. Près du littoral, le faciès alluvial devient marin (sables fins peu perméables), rendant la nappe localement captive. Cette nappe est essentiellement alimentée par les pluies, les apports des coteaux et, lors de périodes de forte sollicitation, par des apports du Gapeau (qui en temps normal draine la nappe).

### Eau de recharge

L'eau utilisée pour la RA est celle du Roubaud, petit cours d'eau côtier hyérois alimenté par le canal Jean Natte.

### Dispositif RA

Le projet a été développé par Suez et est opérationnel depuis novembre 2015. Une station de pompage a été construite (à côté du gymnase des Rougières) afin de capter l'eau du Roubaud, en hiver exclusivement pour éviter les conflits d'usage (cf. Illustration 1). L'eau pompée est transportée par 2,2 km de canalisations (Ø350) jusqu'au deux

bassins d'infiltration naturelle d'une superficie total de 1000 m<sup>2</sup> (sur le site d'un bassin d'orage existant), constitués de plusieurs couches de sables et graviers. Ces bassins sont situés entre la mer et les ouvrages de captage. Ce dispositif est couplé à une gestion dynamique de la ressource : un suivi quotidien de la nappe, qui mesure et suit la progression du biseau salé au jour le jour et permet un pilotage des prélèvements dans la nappe. Le débit maximal de la recharge est de 50 l/s. La recharge est effective 20h sur 24h, du 1<sup>er</sup> novembre à fin avril. Sur cette période, 700 000 m<sup>3</sup> peuvent être rechargés.

### Éléments de coût

Le coût d'investissement s'élève à 2 380 000 €HT (2015), subventionné par le Conseil Général du Var et l'agence de l'eau RMC à hauteur de 30% chacun. Les travaux de canalisations et de transfert d'eau représentent 40% du coût total, suivi par le coût de réalisation des 2 bassins d'infiltration avec 25% du coût total (cf. Illustration 2).

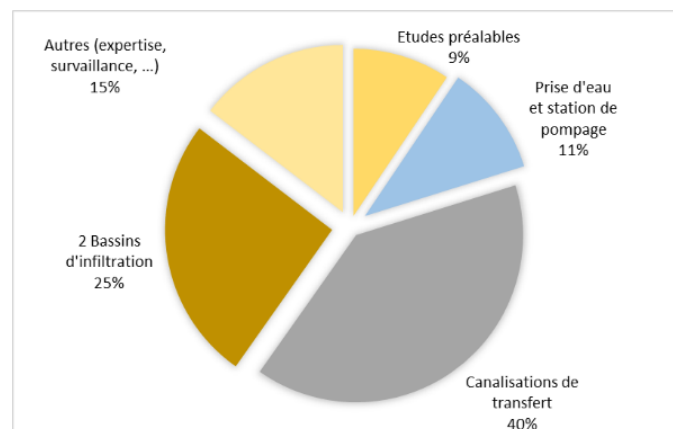


Illustration 2 : Répartition des coûts d'investissement du projet Aqua Renova

### Référence

- Eaux de Provence, SUEZ Environnement (2014) Aquarenova à Hyères : un dispositif de réalimentation de nappe phréatique unique en Provence Alpes Côte d'Azur. Dossier de presse. 11p.
- Service public de production et distribution d'eau potable d'Hyères les Palmiers, SUEZ Environnement, Eaux de Provence (2013) Synthèse du rapport annuel du délégataire. 16p.
- Service public de production et distribution d'eau potable d'Hyères les Palmiers, SUEZ Environnement, Eaux de Provence (2012) Synthèse du rapport annuel du délégataire. 16p.
- <http://www.aquarenova.fr/le-projet-aquarenova/>

## PROJET AQUARENOVA DE RESTAURATION DE LA NAPPE

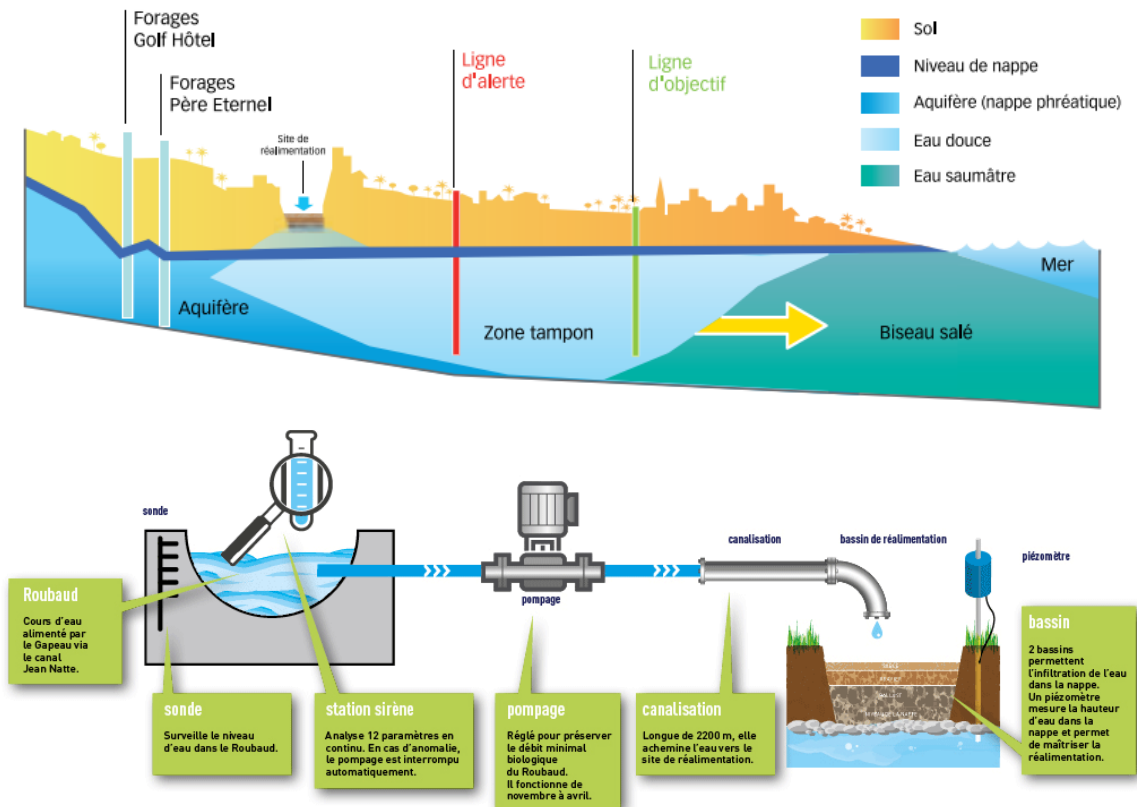


Illustration 1 : Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de la nappe du Gapeau (Hyères les Palmiers) (<http://www.aquarenova.fr/>)

## 6) Sites de la Basse Vallée de la Durance (Bouches du Rhône, Vaucluse) – Alluvions de la Durance moyenne et aval

### La RA contre la baisse des niveaux piézométriques engendrée par la réalisation d'aménagements hydroélectriques sur la rivière

#### Contexte et objectifs du projet RA

À partir des années 1950, et sur une période de 40 ans, ont été construits plusieurs barrages et prises d'eau sur le cours de la Durance pour dériver les eaux au profit d'usages irrigation, alimentation en eau potable et hydroélectricité. En dehors des crues, la plus grande partie du débit de la Durance, régulé par le barrage de Serre-Ponçon, est canalisé entre chaque usine. Ce détournement a fait craindre que les nappes alluviales de la vallée subissent des baisses de niveau. EDF a alors réalisé et expérimenté plusieurs installations préventives de recharge artificielle à partir de 1953. Ces dispositifs de recharge artificielle sont aujourd'hui à l'arrêt.

#### Nappe rechargée

L'aquifère rechargé est celui des alluvions de la Durance moyenne et aval, très perméable ( $K=2$  à  $13.10^{-3}m/s$ ) et constitué d'éléments graveleux. Cette formation fait entre 15 et 30m d'épaisseur, et est en partie recouverte de limons, parfois assez épais (jusqu'à 15m).

#### Dispositif RA

Plusieurs sites ont été aménagés (classés d'amont en aval) (cf. Illustration 1) :

#### Plan d'Orgon (Fonctionnel, 1953 – aujourd'hui)

Le dispositif actuel est constitué :

- D'une alimentation par un chenal de la Durance de 500m de long ;
- D'une prise sur canal bétonné avec vanne, ouvrage de régulation, échelle et déversoir ;
- D'un bassin de décantation (souille 8) de 250x180m, pour une surface de plan d'eau de 45000m<sup>2</sup> ;
- D'une liaison au bassin d'injection en siphon par 4 tuyaux de 300mm de diamètre ;
- D'un bassin d'injection (souille 7) de 280x180m, pour une surface de plan d'eau de 50400m<sup>2</sup> ;
- De 3 puits d'injection reliés à une prise par des tuyaux de diamètre 400mm de 18,90m de long.

#### Cavaillon-Cheval Blanc (Fonctionnel, 1957 – aujourd'hui)

Sur ce secteur, 3 dispositifs similaires ont été mis en place. Ils sont alimentés par l'eau du canal St Julien, et actuellement constitués :

- D'une prise sur le canal d'irrigation avec ouvrage de régulation du débit et dégrilleur ;
- D'un bassin de décantation de 45x7m avec fosse à boue et dispositif de vidange ;
- D'un filtre à tambour rotatif automatique (Passavant) ;
- D'un compteur donnant le débit en direction des puits d'injection et de conduits de 600mm de diamètre vers les puits ;
- De 28 forages d'injection (7 pour le centre 1, 14 pour le centre 3 et 7 pour le centre 4) de 560mm de diamètre crépinés en 300-320mm, et de 18 à 20m de profondeur, avec massifs filtrants de galets.

#### Châteaurenard (Fonctionnel, 1956 – aujourd'hui)

Le dispositif actuel utilisé sur ce site est constitué de 10 puits de 20m de profondeur avec bassin de décantation et filtre Rotostrener. L'eau de recharge utilisée provient du canal des A.S. II.

#### Hôpital et Puy (Plaine d'Avignon) (Abandonné, 1967 – 1980)

2 sites ont été testés, chacun comportant, en 1967, 2 forages d'injection de 600mm de diamètre crépinés en 300mm, profonds de 10 à 25m. L'eau injectée provient de la Durance, sans traitement préalable. Les forages ont absorbé 2,5Mm<sup>3</sup> pendant 8 mois (1967-1968) sur les 2 sites (débit moyen par forage : 30l/s). Ces sites ont été abandonnés.

#### Redourtier et Leuze (Plaine d'Avignon) (Abandonné, 1967 – 1970 pour Redourtier, 1967 - 1980 pour Leuze)

2 sites ont été implémentés en 1967. Tous deux sont des bassins d'infiltration (respectivement 3-4 ha et 1 ha), complétés par des forages d'injection de 10 à 15m de profondeur (7 et 8 pouces de diamètre). À Redourtier, le débit d'injection a décliné de 280 à 170l/s (1967-1968) à cause du colmatage. À Leuze, le débit était de 100 l/s. Ces sites ont été abandonnés.

#### REX fonctionnement

Les dispositifs de Plan d'Orgon ont été créés en 1953 suite aux premiers essais réalisés, suivi de ceux de Châteaurenard en 1956, puis de Cavaillon-Cheval Blanc en 1957. Après une année de sécheresse, les dispositifs de la Plaine d'Avignon (Hôpital, Puy, Redourtier, Leuze) sont installés en 1967. Une partie des sites sont abandonnés ou réaménagés



jusqu'en 2003, où les 3 sites restants sont ceux de Châteaurenard, Plan d'Orgon et les 3 dispositifs de Cavillon-Cheval Blanc précédemment décrits.

EDF s'engage, lors de la Commission de la nappe en 1972, à injecter 15Mm<sup>3</sup> d'eau. La répartition de ces volumes en fonction des sites existants est la suivante : 5 à Cavillon-Cheval Blanc, 4,5 à Plan d'Orgon, 5,5 à Châteaurenard (avec des durées d'injection de 7 à 8 mois à compter du 1<sup>er</sup> septembre au plus tôt).

Cependant, l'efficacité des dispositifs s'est dégradée au cours du temps. Malgré les opérations d'entretien et de décolmatisation (par air lift) de tous les puits effectués régulièrement pendant la période d'arrêt (mai-août), il est devenu de plus en plus difficile d'atteindre le volume de réinjection de 15Mm<sup>3</sup>, depuis 1990 (cf. Illustration 2).

Aujourd'hui, ces dispositifs ne sont plus en activité. En effet, les volumes injectés (lorsqu'il était encore possible de respecter le volume de 15Mm<sup>3</sup>/an) ne constituent qu'environ 6% des alimentations de la nappe en hiver, et ont un impact piézométrique limité aussi bien en étendue qu'en variation de la charge. Une grande partie des eaux réinjectées retournent à la rivière. De plus, en 2015, seul les dispositifs de Cavillon-Cheval Blanc restaient en activité, avec des volumes d'injection de 1,5Mm<sup>3</sup>/an, bien en deçà des 15Mm<sup>3</sup> initialement définis. Par ailleurs, il a été mentionné un problème d'écroulement de l'embase de certains ouvrages

(sans précisions desquels) suite à l'application de techniques d'entretien non adaptée à la configuration des dispositifs (mauvaise évaluation de la pression d'air injectée).

#### Éléments de coût

Les travaux d'expérimentation et de réalisation des différents dispositifs de recharge se sont étalés sur de nombreuses années. Le montant des coûts d'investissements des différents sites ne sont pas connus.

Pour les centres de recharge encore partiellement opérationnels (Plan d'Orgon, Cavillon-Cheval Blanc et Châteaurenard), le coût opérationnel s'élève en 11270 €/an comprenant la maintenance et le lavage des bassins, l'égouttage et le contrôle réglementaire.

#### Références

- BRL, Hydrofis (2015). Etude exploratrice de la nappe de la Durance. Phase 3 : proposition d'un programme d'action. 800623. 61p.
- Margat J. (1972). L'alimentation artificielle des nappes souterraines en France. Aide-mémoire sur les expériences et les réalisations entreprises. BRGM/RR-23119-FR
- Miraillet P. [EDF] (2008). Premières réflexions sur l'évolution de la nappe alluviale en Basse Durance. EDTGG080387A. 44p.
- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119p.

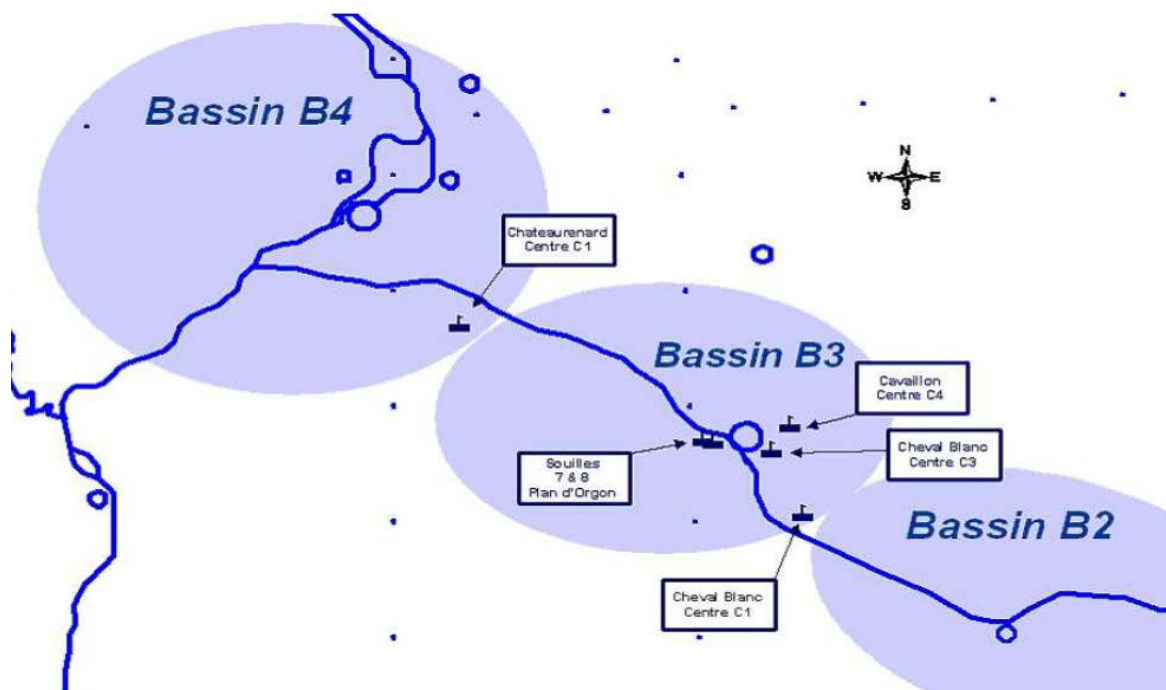


Illustration 1: Situation générale des sites de réinjection (EDF, 2008)

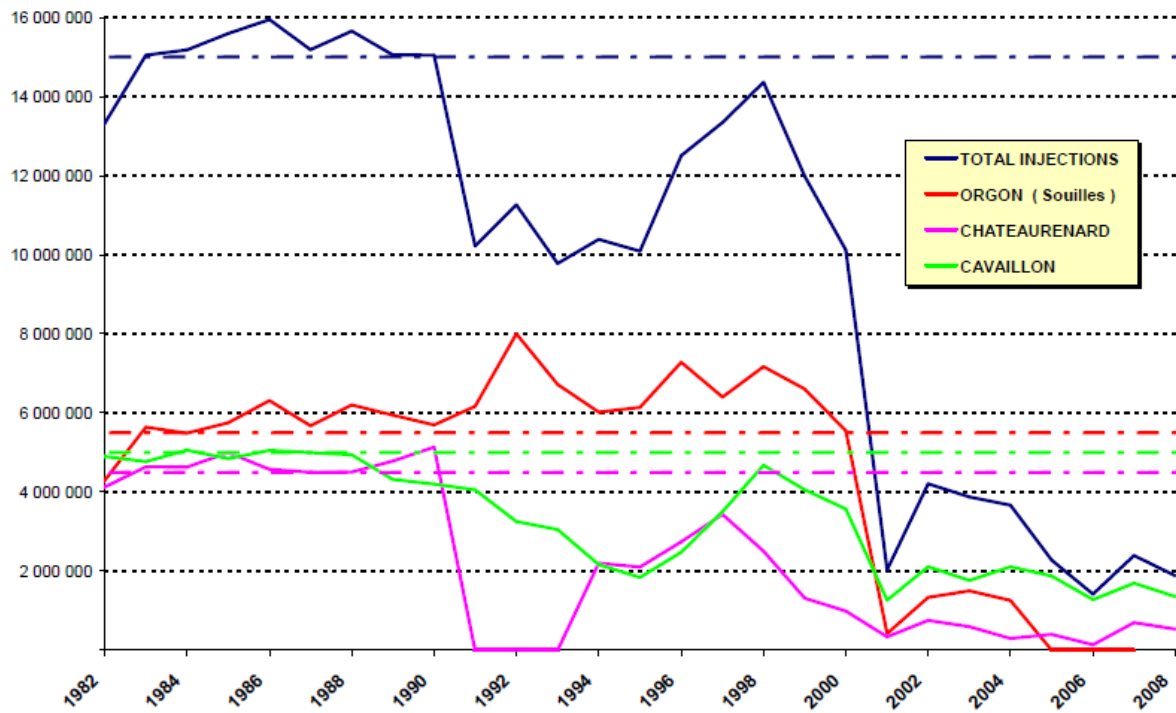


Illustration 2: Injections réalisées sur les sites de la Basse Vallée de la Durance depuis 1982 (m³) (EDF, 2008)

## 7) Lavelanet de Comminges (Haute-Garonne) – Alluvions de la Garonne La RA pour diluer l'eau de la nappe polluée / usage AEP

### Contexte et objectifs du projet RA

Le site de réalimentation artificielle de Lavelanet-de-Comminges est situé au sud de la commune. La réalimentation est nécessaire afin d'améliorer la qualité de l'eau pompée en diluant l'eau de la nappe. Cette dernière est exploitée par le captage de Cap-Blanc, pour l'alimentation en eau potable des communes de Lavelanet-de-Comminges et Cazères.

### Nappe rechargée

La nappe libre exploitée et réalimentée ici est celle des alluvions de la Garonne. Elle est riche en nitrates (teneurs supérieures à 50 mg/L) ainsi qu'en certains produits herbicides, et s'écoule vers la Garonne, soit vers le Nord-Est. L'aquifère qui la contient est principalement constitué de graves perméables, entourées d'une matrice sableuse et surmontées par une fine couche de limons. Il correspond à un ancien chenal de la Garonne, épais d'une quinzaine de mètres, et dont les sept ou huit premiers constituent la zone-non-saturée. Son mur correspond à des molasses imperméables datant de l'Oligocène.

### Eau de recharge

L'eau utilisée est prélevée dans le canal du Tuchan, 500m en amont des captages.

### Dispositif RA

Le système de recharge artificielle de Lavelanet-de-Comminges fonctionne de la façon suivante :

1. L'eau est prélevée directement dans le canal par le biais d'une prise d'eau.
2. Elle est ensuite acheminée jusqu'à deux bassins de décantation (de 300 m<sup>2</sup> chacun) qui précèdent 3 bassins d'infiltration d'une profondeur de 2,5m et de 500m<sup>2</sup> chacun (cf. Illustration). Le fond est comblé par du sable calibré sur une hauteur de 1 m. Via ces bassins, l'eau s'infiltrerait aisément jusqu'à la nappe, situé à environ 7 m de la surface (le débit d'infiltration est d'environ 200 m<sup>3</sup>/h). Le fractionnement en 3 bassins favorise l'entretien des infrastructures.
3. L'eau est ensuite prélevée dans la nappe via quatre ouvrages, profonds de 15 m : deux puits et deux forages.

Grâce à ce système de recharge artificielle, 1,75 Mm<sup>3</sup> d'eau sont infiltrés au maximum chaque année pour des prélèvements qui s'élèvent au maximum à environ 1,8 Mm<sup>3</sup>. En effet, les débits d'exploitation

cumulés des quatre ouvrages de captage vont de 265 à 500 m<sup>3</sup>/h, 10 heures par jour.

### REX fonctionnement

Jusqu'en 1989 (au minimum), seuls deux puits de pompages étaient présents sur le site de Cap-Blanc et permettaient d'alimenter en eau potable les communes de Cazères, Lavelanet de Comminges et Saint-Julien. 3000 m<sup>3</sup>/jour étaient alors suffisants pour satisfaire leurs besoins en eau, même en cas de sécheresse comme en 1989. Cependant, les teneurs en nitrates de l'eau souterraine exploitée avaient dépassé le seuil des 50 mg/l. Pour pallier ce problème, une réalimentation artificielle de la nappe a été envisagée. Le fonctionnement envisagé consiste dans un premier temps à prélever l'eau brute dans la nappe alluviale, chargée en nitrates, en amont de la station de captage. Puis, à l'aide de bassins, cette eau est réintroduite dans la nappe par infiltration, à proximité des captages, juste en amont de ceux-ci. Finalement, le système de recharge artificielle avec prélèvement dans le canal du Tuchan a été retenu. Actuellement, le site est toujours en fonctionnement. Il permet de maintenir le niveau piézométrique de la nappe ainsi qu'une bonne épuration des eaux (diminution de la teneur moyenne en nitrates à 30 mg/L). À Lavelanet-de-Comminges, les contextes géologique et hydrogéologique sont très favorables à la recharge artificielle de par l'épaisseur de l'aquifère et de sa zone-non-saturée.

### Éléments de coût

Pour ce site, aucun élément de coûts n'est disponible.

### Références

- Bardeau M. (2012). Appui technique au SMEAG en matière d'hydrogéologie dans le cadre de la révision du PGE Garonne – Ariège. BRGM/RP-61156-FR. Rapport final. 86p.
- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Detay M. (1997). La gestion active des aquifères. Editions MASSON. 416 p.
- Ouvrage collectif sous la direction de Roux J-C (2006). Aquifères et eaux souterraines en France (2 tomes). 944 p.
- Trochu M. (ANTEA), Chalansonnet G. (GINGER), Douay D. (CALLIGEE). (2010). Délimitation des aires d'alimentation des captages prioritaires du bassin



Adour-Garonne. Dossier n° A56694. Rapport phase 3 et annexes

- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

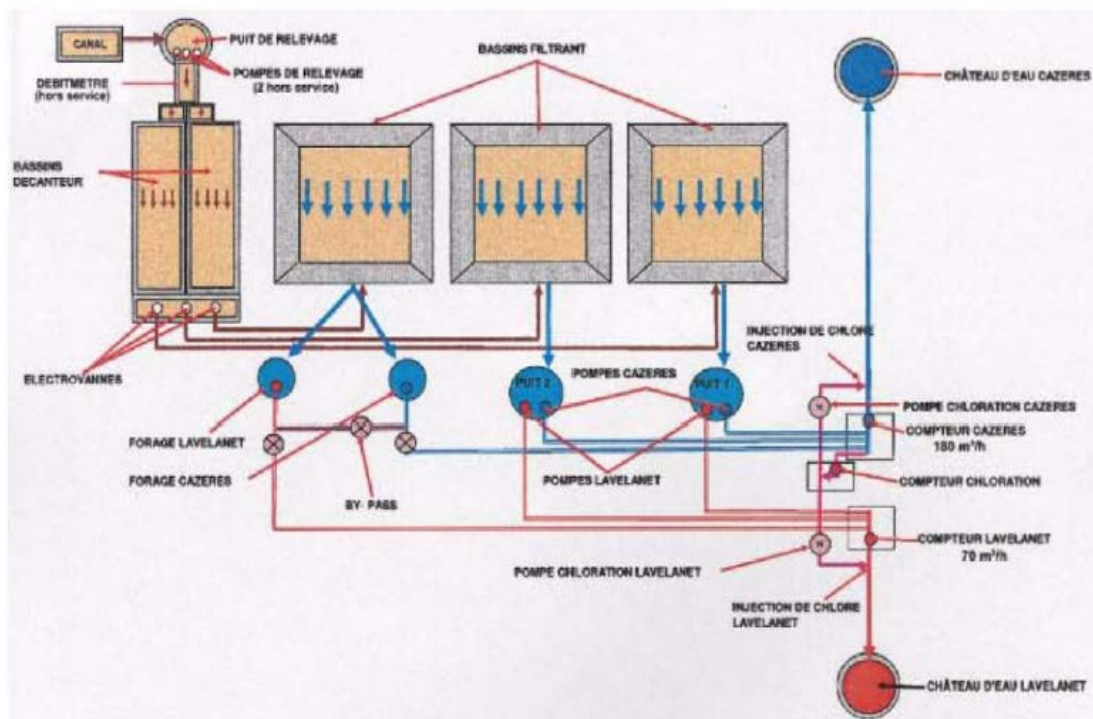


Illustration: Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de Lavelanet de Comminges (Ginger, 2010)

## 8) Vessy (Suisse) – Nappe du Genevois

### La RA pour restaurer le bon état quantitatif de la nappe / usage AEP

#### Contexte et objectifs du projet RA

Le site de réalimentation artificielle de Vessy se situe en Suisse, dans le bassin Genevois, à proximité de la frontière franco-suisse. Mis en place en 1980, il permet de compenser la baisse du niveau de la nappe due aux prélèvements en AEP, surtout en période estivale, où la demande en eau est la plus importante.

À partir de 1940, le niveau d'eau souterraine a lentement diminué sans grand impact. Entre 1960 et 1980, l'aquifère a été surexploité, avec un volume de prélèvement atteignant 14 Mm<sup>3</sup>/an en 1971; soit presque deux fois le rendement potentiel de la nappe. Ces pompages excessifs ont provoqué la baisse du niveau de la nappe de 7m en 20 ans, consommant ainsi un tiers du stock total de l'aquifère. Par conséquent, la mise en place d'une gestion efficace de la ressource s'est avérée nécessaire, par la mise en place du dispositif de recharge.

#### Nappe rechargée

La nappe exploitée et réalimentée ici est celle des formations fluvioglaciales (Würm) du Genevois, pouvant atteindre 50m d'épaisseur. Ces formations, très perméables (1 à 2.10<sup>-3</sup>m/s), sont constituées de graviers silto-sableux d'origine glaciaire et fluvioglaciale, et reposent sur un substratum molassique imperméable. Elles sont recouvertes par une moraine argileuse würmienne de 7 à 10m d'épaisseur (réduisant l'infiltration d'eau météorique, mais protégeant naturellement l'aquifère), ainsi que par les alluvions de la rivière de l'Arve lesquelles sont le plus important contributeur à la recharge de la nappe. Le coefficient de stockage de cet aquifère est d'environ 7%. La nappe, d'une surface proche de 30km<sup>2</sup>, permet une alimentation en eau potable par le biais de 10 forages côté suisse, et 5 forages côté français. En fonction du secteur, le niveau de la nappe peut se trouver entre 15 et 80m de profondeur. 90% de la superficie de cette nappe se situe en Suisse, contre 10% en France. La gestion de cette ressource en eau souterraine résulte d'accords passés entre les 2 pays depuis 1972.

#### Eau de recharge

L'eau utilisée est prélevée dans la rivière de l'Arve, cours d'eau prenant sa source en France, dans le Massif du Mont-Blanc.

#### Dispositif RA

Le système de gestion de la nappe de Vessy consiste à forcer artificiellement la recharge des alluvions de

l'Arve. Le dispositif de recharge est constitué de la manière suivante (cf. Illustration 1) :

1. Un dispositif de prélèvement de l'eau de l'Arve, 300m en amont de l'usine, avec un système d'auto-nettoyage permettant d'éliminer les éléments en suspension.
2. Une canalisation (700mm de diamètre, 340m de long) amenant l'eau brute à l'usine de traitement.
3. Une usine de traitement primaire avec un système de sédimentation (bassins de décantation), de filtration et de chloration (capacité totale : 630 l/s).
4. Une canalisation (800mm de diamètre, 700m de long) amenant l'eau traitée à la zone d'infiltration.
5. Une zone d'infiltration, incluant des tuyaux perforés d'une longueur totale de 5km (diamètre de 200mm). Ces tuyaux sont enfouis à 2m de profondeur dans les formations fluvioglaciales et 7m au-dessus du niveau de la nappe dans la zone non-saturée. La répartition de ces drains a été optimisée pour permettre un bon écoulement de l'eau de recharge. La surface totale du dispositif d'infiltration est de 3ha.

L'usine est contrôlée depuis le siège du Service Industriel de Genève, situé à 6km.



Illustration 1: Plan du dispositif de recharge artificielle de Vessy (De los Cobos, 2015)

Seuls 2 employés assurent la maintenance du dispositif. Un laboratoire automatique avec suivi en ligne de la qualité de la rivière est situé 1km en amont. Il permet de détecter une pollution dans la rivière et d'arrêter automatiquement les prélèvements d'eau de l'usine.

Grâce à ce système de recharge artificielle, en moyenne, 7 à 10Mm<sup>3</sup> d'eau sont infiltrés chaque année, pour des pompages de 12 à 15Mm<sup>3</sup>/an (cf. Illustration 2). Il a permis par ailleurs d'améliorer la qualité de l'eau, particulièrement sa dureté et ses concentrations en nitrates.

Le site est actuellement à l'arrêt pour maintenance, pour cause de pollution des eaux de la nappe induite par une pollution des eaux de l'Arve.

### REX fonctionnement

Initialement, la solution alternative envisagée était de remplacer, en partie, les prélèvements dans la nappe par l'eau du Lac Léman impliquant la construction de d'une station de traitement de l'eau. L'alternative de recharge artificielle s'est finalement imposé car moins onéreuse que la solution initiale (20 M CHF contre 150M CHF). Les

différentes expérimentations et la mise en place du dispositif de recharge auront duré au total près de 10 ans. Aujourd'hui, la gestion de la nappe du Genevois est considérée comme un modèle de gestion d'un aquifère transfrontalier.

### Éléments de coût

Le coût global du dispositif de recharge, y compris le laboratoire de détection de pollutions dans l'Arve, a été d'environ 20 millions CHF (1979), soit 31 M€<sub>2015</sub> en tenant compte de l'inflation monétaire.

En 2015, le coût opérationnel s'élève à 1,7 millions CHF (1,4 M€<sub>2015</sub>) dont 49% de frais d'entretien et de maintenance du dispositif et 9% de coût énergétique.

### Références

- De los Cobos G. (2015). A historical overview of Geneva's artificial recharge system and its crisis management plans for future usage. Environ. Earth Sci., 73, 7825-7831
- Wuilleumier A., Seguin J-J. (2008). Réalimentation artificielle des aquifères en France. Une Synthèse. Rapport final BRGM/RP-55063-FR. 119 p.

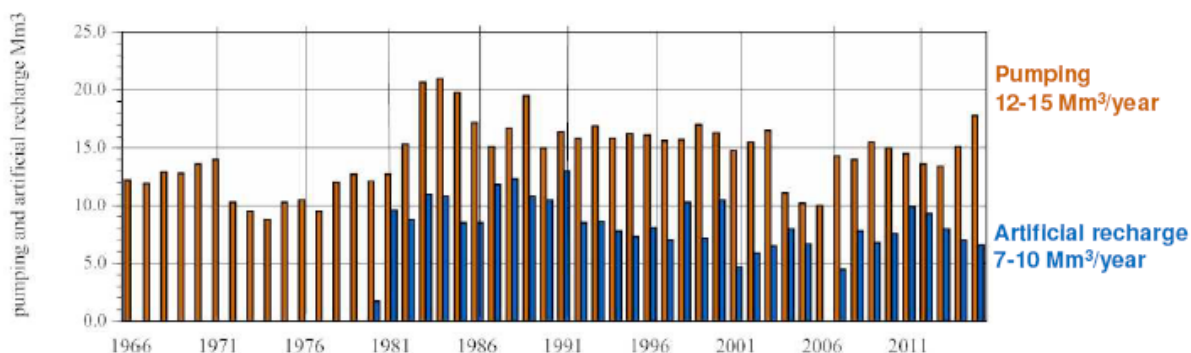


Illustration 2: Graphique des volumes pompés (orange) et rechargés (bleu), de 1966 à 2015 (informations transmises par G. De los Cobos)

## 9) Parafield (Salisbury, AUSTRALIE) – Aquifère miocène saumâtre des plaines du Nord d'Adélaïde

### La RA pour diminuer la salinité de l'eau de la nappe / Irrigation et EDCH

#### Contexte et objectif du projet RA

Le site de Parafield, dans les plaines du Nord d'Adélaïde (Sud-est du pays, cf. Illustration 1), est un système de stockage et transfert en aquifère, puis récupération d'eau (Aquifer Storage, Transfert and Recovery) pour produire de l'eau d'irrigation et potentiellement pour l'AEP, pour la ville de Salisbury.

#### Nappe rechargée

La nappe concernée se trouve dans l'aquifère sableux miocène saumâtre captif T2 des plaines du Nord d'Adélaïde (formation de Port Willunga). Cette formation a une épaisseur moyenne de 60m, et est surmontée d'une formation argileuse de 7m d'épaisseur (Argiles de Munno Para).

#### Eau de recharge

Les eaux utilisées pour recharger la nappe sont des eaux pluviales urbaines traitées.

#### Dispositif RA

1. Le prétraitement des eaux de recharge comprend une sédimentation dans un bassin tampon de 50 000 m<sup>3</sup>, suivi par un bassin de stockage de même volume, puis un traitement secondaire 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 (cf. Illustration 2).

2. L'eau est ensuite injectée dans la nappe par quatre forages crépinés entre 165 et 185 m de profondeur. 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 (non détaillé dans la bibliographie) permettant de supprimer le colmatage dû à l'accumulation de particules ou de biomasse.

3. Avant son utilisation, l'eau pompée subit une aération, un traitement UV et une chloration. Bien que cette eau soit actuellement destinée à

l'irrigation. Néanmoins sa qualité est évaluée au regard d'une utilisation pour l'AEP.

La capacité actuelle du projet est de 1,1 Mm<sup>3</sup>/an. Une deuxième phase du projet devrait permettre d'ajouter d'autres zones de pompage et d'atteindre une production de 2,1 Mm<sup>3</sup>/an.

#### REX fonctionnement

De 2005 à 2009, 400 000 m<sup>3</sup> ont été injectés et 110 000 m<sup>3</sup> 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 en moyenne, alors que l'eau de la nappe saumâtre varie entre 1 900 et 2 000 mg/L. 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. 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 de faciliter 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.

**Eléments de coût**

En 2010, le coût unitaire total (investissement et fonctionnement) de la production de l'eau pour l'irrigation a été estimé à 1,57 AUD/m<sup>3</sup> (1,08 €<sub>2010</sub>/m<sup>3</sup>). Si l'on considère le traitement supplémentaire pour une qualité d'eau potable, ce coût serait de 3,45 AUD/m<sup>3</sup> (2,36 €<sub>2010</sub>/m<sup>3</sup>).

**Références**

- Anses (2016) Rapport d'expertise collective Saisine 2012-SA-0255 - Recharge de nappes, 190p.
- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Dillon P., Pavelic P., Page D., Beringen H., Ward J. (2009) Managed aquifer recharge: An Introduction. Waterlines Report Series No. 13, February 2009. Published by the National Water Commission.

- Kremer S., Miotlinski K., Barry K., Dillon P., Levett K. (2010). Revised Flow and Solute Transport Modelling for ASTR Operations, South Australia. Water for a Healthy Country National Research Flagship, CSIRO.
- Page D., Vanderzalm J., Barry K., Levett K., Ayuso-Gabella M. N., Dillon P., Toze S., Sidhu J., Shackleton M., Purdie M., Regel R. (2009) Operational residual risk assessment for the Salisbury stormwater ASTR project. CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship.
- Vanderzalm, J.L., Page, D.W., Barry, K.E., Dillon, P.J. (2010) A comparison of the geochemical response to different managed aquifer recharge operations for injection of urban stormwater in a carbonate aquifer. Applied Geochem. 25, 1350-1360.

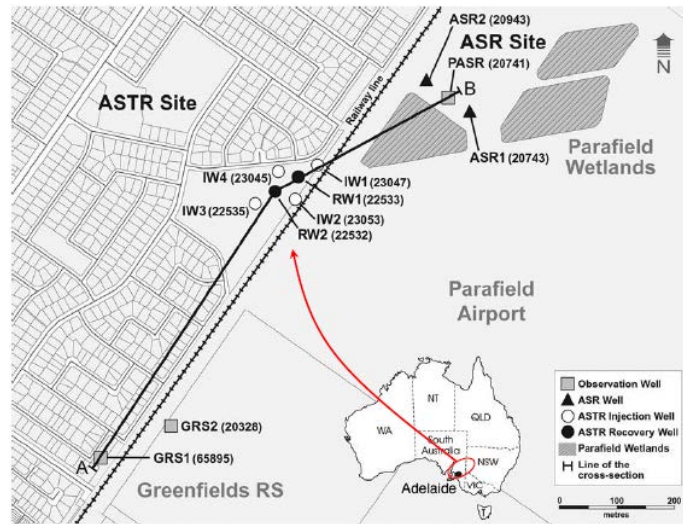


Illustration 1: Localisation du site de récupération d'eau de Salisbury dans la zone de Parafield (Adélaïde, Sud Australie) et cartographie des puits d'injection ASTR et le site associé d'ASR (Casanova et al., 2012)

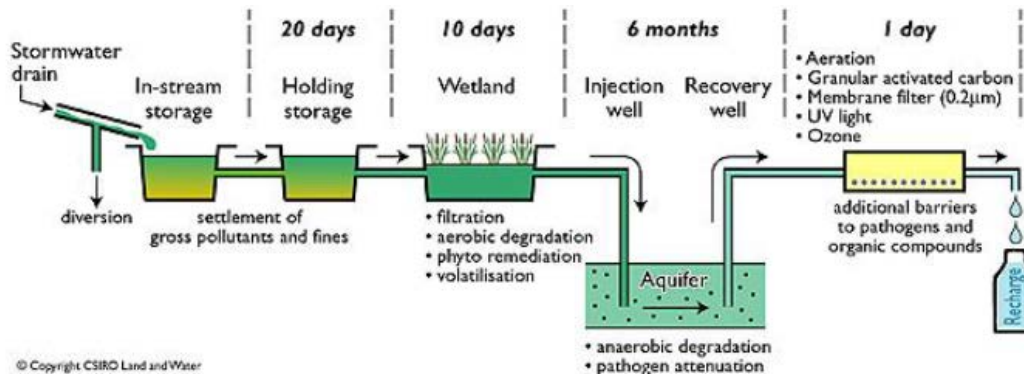


Illustration 2: Principe de fonctionnement du système de réalimentation artificielle de la ville de Salisbury (Australie sud) (Casanova et al., 2012)

## 10) El Prat del Llobregat (Barcelone, ESPAGNE) – Aquifère du delta de Llobregat La RA par réutilisation d’eaux usées pour repousser le biseau salé / Irrigation et usage industriel

### Contexte et objectif du projet RA

Le site d’El Prat del Llobregat fait partie des 4 sites de recharge artificielle de la nappe sur l’aire métropolitaine de Barcelone. Ces sites ont été conçus afin de palier le problème de surexploitation de la rivière Llobregat (pour des utilisations domestiques, agricoles et industrielles), la détérioration de la qualité de l’eau de la rivière causée par les rejets d’eaux usées industrielles ainsi que la remontée du biseau salé dans la nappe du delta de Llobregat (cf. Illustration 2).

### Nappe rechargée

La nappe concernée se trouve dans l’aquifère du delta de Llobregat, constitué d’un complexe supérieur (séquence typique stratifiée de delta) et d’un complexe inférieur (trois systèmes fluviaux associés à trois paléodeltas actuellement submergés) (cf. Illustration 1). Les silts du prodelta Q4 agissent comme une unité confinée séparant la limite supérieure perméable (aquifère peu profond supérieur) d’une très fine couche perméable basale constituée de graviers remaniés et de sables. Cette fine couche avec les graviers supérieur Q3 constituent l’Aquifère Principal du delta de Llobregat. C’est un aquifère horizontal d’environ 100km<sup>2</sup> et de 15-20m d’épaisseur.

### Eau de recharge

Les eaux utilisées pour recharger la nappe sont des eaux usées traitées provenant de la station d’épuration d’El Prat del Llobregat.

### Dispositif RA

L’eau traitée n’est pas entièrement injectée dans la nappe. Une partie est directement rejetée dans la rivière, utilisée pour l’irrigation de zones agricoles ou parcs urbains, le nettoyage des rues et la restauration de zones humides (cf. Illustration 3). Le volume d’eau produit au cours d’une année hydrologique moyenne a été évalué à 50hm<sup>3</sup>/an. Cependant, le système de tuyauterie et de stations de pompage est prévu pour un débit maximum de 110 hm<sup>3</sup>/an, l’équivalent du débit annuel d’effluents secondaires produits par la station d’épuration d’El Prat de Llobregat. Ce volume sera fourni par le dispositif de recharge une fois l’ensemble des installations opérationnelles tout au long de l’année. Le réseau de distribution de l’eau traitée le long de la rivière Llobregat est constitué de manière générale de 18,8km de tuyaux en béton armé de 1,6m de diamètre.

### Dispositifs communs aux différents usages :

1. Dans la station d’épuration (capacité de 420 000m<sup>3</sup>/j), les eaux usées sont traitées par un système de boues activées, puis subissent un traitement permettant d’éliminer par processus biologique les nutriments présents dans l’eau.
2. L’eau provenant de la station d’épuration est stockée dans un réservoir de 14 700m<sup>3</sup>, et subit un traitement par processus de coagulation-floculation, décantation lamellaire, filtration, désinfection et oxygénation.

### Dispositifs supplémentaires pour l’eau injectée dans la nappe :

- a. Avant injection, l’eau est soumise à :
  - une ultrafiltration : l’eau passe à travers une membrane à pore de 0,01 micron, retenant principalement les bactéries, virus et particules ;
  - une osmose inverse (50% de l’eau) : l’eau passe à travers une membrane à pores de 0,0001 micron, retenant les éléments restants, notamment les sels (et divers minéraux naturels) et polluants organiques ;
  - une désinfection aux UV : l’eau est soumise aux rayonnements de lampes UV (100-400nm), éliminant les micro-organismes pathogènes restants.

Le contrôle de la qualité de l’eau est assuré par les autorités sanitaires.

- b. L’eau est injectée directement dans la nappe par le biais de 15 forages.

### Dispositifs supplémentaires pour l’eau utilisée pour l’irrigation, la restauration des zones humides et la réinjection en rivière :

- a. L’eau non-injectée dans la nappe est envoyée dans 2 stations de pompage situées dans un même bâtiment. La plus grande station a une capacité de 2,75m<sup>3</sup>/s (0,75 pour l’irrigation, 2 pour le rejet en rivière), la plus petite a une capacité de 0,40m<sup>3</sup>/s (pour la restauration de zones humides).

L’eau utilisée pour l’irrigation de zones agricoles est déversée dans des bassins de 200m<sup>3</sup> puis traitée par électrodialyse inverse (capacité du dispositif : 55 000m<sup>3</sup>/j).

L’eau injectée en rivière se retrouve mélangée aux eaux de surface, puis est repompée par la station d’alimentation en eau potable de Sant Joan Despi (capacité de 5,3m<sup>3</sup>/s). L’eau est rejetée dans la rivière au niveau de 2 points :

- En aval de la station de Sant Joan Despi, par le biais d'un tuyau de 8,1km (1,6m de diamètre) puis d'un tuyau de 1km (1,4m de diamètre)

- En amont de cette même station, par le biais d'un tuyau de 1,5km de long (1,6m de diamètre) puis de 2 tuyaux parallèles de 6,8km (1m de diamètre chacun).

**b.** Une troisième station de pompage a été construite en 2011 afin d'irriguer le parc de Montjuïc et alimenter les industries environnantes. Le réseau d'alimentation a été dimensionné de la manière suivante :

- Street A, Zona Franca : tuyau de 5,8km de long, 0,4m de diamètre

- De Zona Franca au réservoir de stockage de Montjuïc : tuyau de 3,4km, 0,2m de diamètre

- Three Pine Nursery : station de pompage satellite pour alimenter une bouche d'incendie + 1,3km de tuyau

### REX fonctionnement

La barrière hydraulique mise en place afin de parer à l'intrusion saline, s'est déroulée en deux phases. La première phase a débuté en mars 2007 avec un débit d'injection de 2 500 m<sup>3</sup>/j dans 4 puits, en utilisant 50% d'eau usée traitée et 50% d'eau potable. La seconde phase s'est déroulée à partir d'avril 2010 avec un débit de 15 000 m<sup>3</sup>/j pour 15 puits d'injection. Depuis 2010, 100% de l'eau injectée est de l'eau usée traitée.

La réalisation de ce projet a permis à l'Agence de l'Eau Catalane de développer en 2006 des critères de qualité des eaux usées traitées pour différents usages (pas de normes officielles en Espagne pour ce type d'eau avant cette date) (cf. Illustration 4).

### Éléments de coût

Le budget initial était de 102M€, 85% pris en charge par l'Union Européenne, 15% par l'Agence de l'Eau

Catalane. L'ensemble des coûts d'investissement et opérationnels sont regroupés en Illustration 5.

### Références

- Aguilo, P., Sanz, J., Curto, J., Martinez, B., Gullon, M., (2011) Quality and reliability of reclaimed water at El Prat del Llobregat WRP, in 8th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona, 26-29 September 2011.
- Casanova J., Cagnimel M., Devau N., Pettenati M., Stollsteiner Ph. (2012). Recharge artificielle des eaux souterraines : état de l'art et perspectives. Rapport final. BRGM/RP-61821-FR. 99 p.
- Conill, C., Gullon, M., Aguilo, P. (2011). Water reclamation plant of El Prat de Llobregat and water reuse management in the Metropolitan Area of Barcelona, in 8th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona, 26-29 September 2011.
- Kloppmann, W., Aharoni, A., Cikurel, H., Dillon, P., Gaus, I., Guttman, J. Kraitzer, T., Kremer, S., Masciopinto, C., Miotlinski, K., Pavelic, P., Pettenati, M. and Picot-Colbeaux, G. (2012) Use of groundwater models for prediction and optimisation of the behaviour of MAR sites. Chapter book 18 in Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge Editor(s): Christian Kazner, Thomas Wintgens, Peter Dillon Publication Date: 15 Apr 2012. ISBN: 9781843393443
- Ortuño, F., Molinero, J., Custodio, E., Juárez, I., Garrido, T., Fraile, J. (2010) Seawater intrusion barrier in the deltaic Llobregat auiger (Barcelona, Spain): performance and pilot phase results, in SWIM21 R 21st Salt Water Intrusion Meeting, Azores, Portugal, June 21-26, 2010.
- [www.hydrodelhost.com/llobregat.html](http://www.hydrodelhost.com/llobregat.html)

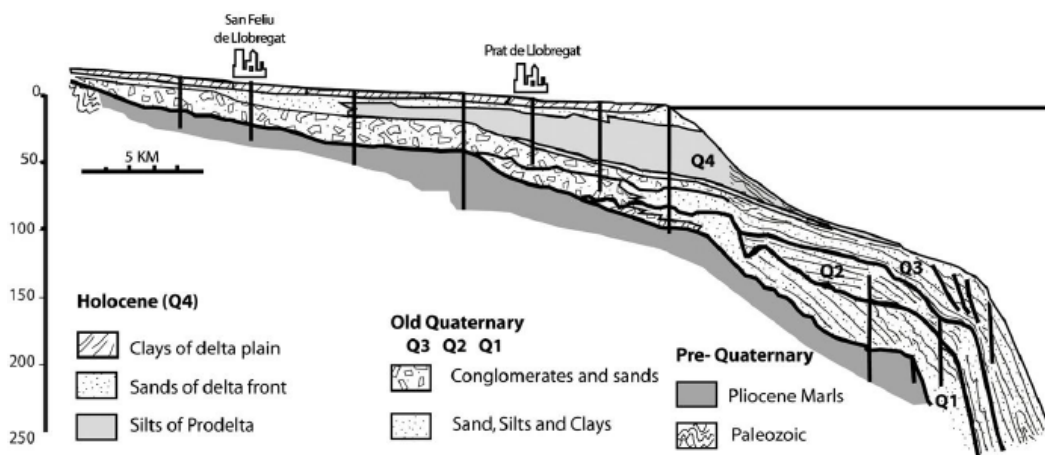


Illustration 1: Coupe schématique représentant la structure du delta de Llobregat (Casanova et al., 2012)



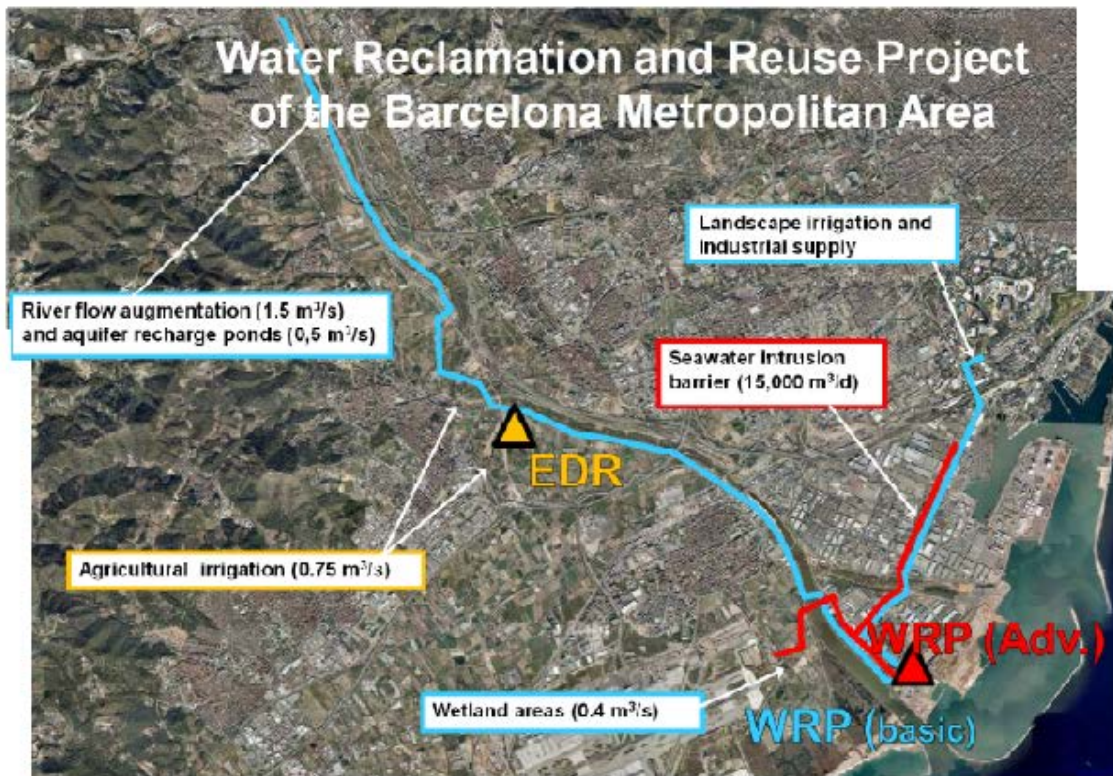


Illustration 2: Localisation des sites du projet de REUSE et recharge du delta de Llobregat (Conill, 2011)

Beneficial use	Average flow	
	m <sup>3</sup> /day	m <sup>3</sup> /s
Substitution of in-stream river flows (seasonal)	130,000	1.50
Artificial recharge of river aquifer, by pond percolation	43,000	0.50
Restoration of wetland areas (seasonal)	35,000	0.40
Substitution of irrigation water (seasonal)	65,000	0.75
Supply to seawater intrusion barrier, 1 <sup>st</sup> phase (permanent)	2,500	0.03
Supply to seawater intrusion barrier, 2 <sup>nd</sup> phase (permanent)( in addition to 1 <sup>st</sup> phase)	12,500	0.15
Street cleansing and occasional irrigation	2,000	0.025
Montjuïc landscape irrigation and industrial use	7,000	0.08

Illustration 3: Débits d'eau réutilisée par rapport à l'usage (Conill, 2011)



Parameter	Agricultural and environmental (uses 2.1, 2.2, 2.3)	Seawater intrusion barrier (use 5.2)	Additional limit
Parasitic helminth eggs	< 1 U/L	< 1 U/10L	
Faecal coliforms	<100 CFU/100mL	< 0 CFU/100mL	---
Suspended solids, SS	≤ 20 mg/L	≤ 10 mg/L	
Turbidity	≤ 10 NTU	≤ 2 NTU	
Biochemical oxygen demand, BOD <sub>5</sub>	---	---	≤ 10 mg/l
Residual chlorine	---	---	≥ 0.6 mg/l (*) optional
Dissolved oxygen, O <sub>2</sub>	---	---	≥ 7.5 mg/l (*)
Electrical conductivity	---	---	≤ 1,400 μS/cm (*)

(\*) for agricultural irrigation.

Illustration 4: Contraintes de qualité pour les eaux usées traitées (UCF : unité de colonies formées ; NTU : nephelometric turbidity unit) (Conill, 2011)

Item	Construction cost, M€	O&M costs, €/m <sup>3</sup>
Nutrient removal	15.6	---
Water reclamation plant	28.3	0.032
Water distribution network	26.8	---
Electrodialysis reversal (EDR) plant	13.8	0.13
Seawater intrusion barrier (first phase)	3.70	---
Seawater intrusion barrier (second phase)	14.8	0.20 (both phases)
Montjuïc irrigation and industrial supply	8.1	---

Illustration 5: Coûts d'investissement et d'opérations et maintenance du dispositif (Conill, 2011)



## **Annexe 4**

### **Modifications apportées aux cartes de faisabilité de la recharge artificielle à l'échelle du bassin RMC, suite à l'atelier de cartographie du 27 mars 2017**



## **a) Modifications apportées à la carte des critères physiques – Recharge indirecte**

### **• Mise à jour de certains champs de description de certaines entités BDLISA**

La BDLISA a été utilisée pour caractériser les propriétés des aquifères, mais l'exercice a été l'occasion de constater quelques problèmes sur l'information des caractéristiques attribuées aux entités de niveau 3. Ainsi, les mises à jour suivantes (dont certaines sont en cours d'intégration dans la prochaine version BDLISA, qui doit sortir en 2018) ont été appliquées :

Les entités concernées sont les suivantes :

- 621AX01 - Calcaires jurassiques et triasiques des Monts d'Or (Etat, Milieu, Nature et Thème en X). Les valeurs suivantes ont été attribuées Etat 2 ; Nature 6 ; Thème 2 et Milieu 1 (comm°. pers. F. Crastes de Paulets) ;
- 643AB00 - Complément de l'entité NV2 : Calcaires, marnes et molasses crétacés, Eocènes, Oligocènes et miocènes des bassins de Castries et de Sommières (Etat et Milieu inconnu). Les valeurs suivantes ont été attribuées: Etat 3 et Milieu 9 (comm°. pers. C. Lamotte) ;
- 643AD00 - Complément de l'entité NV2 : Molasses, marnes et calcaires du Crétacé supérieur au Miocène du bassin d'Uzès (Etat et Milieu inconnu). Les valeurs suivantes ont été attribuées : Etat 2 et Milieu 1 (comm°. pers. C. Lamotte) ;
- 600AE13 - Grès et conglomérats miocènes du bassin de Francardo - Ponte Leccia (Etat inconnu). Les valeurs suivantes ont été attribuées : Etat 2 (comm°. pers. M. Genevier).

### **• Meilleure description des critères physiques à partir des données de la BD de la synthèse hydrogéologique du bassin**

Les différents services régionaux du BRGM ont réalisé dans les années 2000 avec l'aide technique et financière de l'agence de l'eau, un travail de redécoupage des aquifères du bassin (travail repris pour la constitution du référentiel BDLisa national) et de synthèse des données hydrogéologique les concernant à l'échelle du bassin (publications des résultats sur supports CD ROM entre 2010 et 2013). L'ensemble des données qui ont été compilées dans le cadre de ce travail ont été regroupées dans une base de données que l'Agence de l'Eau RMC a conservée (nous appellerons cette base de données BD\_AERMC dans ce qui suit). Cette BD\_AERMC contient en particulier des ordres de grandeur des valeurs des principaux paramètres hydrodynamiques ( $K$ ,  $T$ ,  $S$ ) qui pourraient être utiles pour identifier le caractère favorable à la recharge artificielle d'une entité hydrogéologique. Il a ainsi été demandé lors de l'atelier de cartographie de tester l'intérêt d'utiliser cette base comme alternative à la caractérisation à l'aide de la BDLISA.

La version à jour de la BD\_AERMC a été mise à disposition du BRGM par V Rethoré (mail en date du 10/04/2017). Il apparaît ainsi que cette base qui recense 1100 entités au total, ne dispose de données sur les paramètres hydrodynamiques que pour 359 entités. De plus, les informations disponibles sont inégales suivant les paramètres considérés (190 entités renseignées en perméabilité et seulement 20 entités renseignées en termes d'emmagasinement). Enfin, les entités bancarisées dans la base étant codifiées en utilisant la nomenclature de la BDRHF, il serait nécessaire de retrouver les correspondances entre codes BDRHF et BDLISA, information qui n'a pas forcément été conservée par les personnes ayant construit cette dernière et qu'il faudrait aller rechercher auprès des différents services régionaux du BRGM sur le bassin, sans garantie de succès.

Au vu de cette situation, il est apparu plus simple de conserver la BDLISA comme moyen de caractériser les propriétés physiques des aquifères de manière homogène, plutôt que d'utiliser les paramètres hydrodynamiques de la BD\_AERMC, disponibles pour moins d'un dixième des entités du bassin.

#### • Epaisseur de la ZNS

Lors de l'atelier de cartographie, il a été demandé de vérifier que les cartes piézométriques existantes étaient bien intégrées dans le travail de construction de la carte d'épaisseur de la ZNS. La Figure 1 montre les cartes piézométriques effectivement prises en compte. Il est probable que d'autres cartes existent et n'aient pas été prises en compte (faute d'être disponibles au format numérique), notamment en Occitanie, sur les formations alluviales de l'Hérault, l'Orb et l'Aude, ainsi que sur le Plio-Quaternaire du Roussillon. Cependant, la prise en compte des mesures piézométriques du réseau piézométrique national (qui couvre bien les entités hydrogéologiques mentionnées) pour la production de la carte des épaisseurs de la ZNS, garantit un résultat cohérent sur ces secteurs dans tous les cas (ceci a été vérifié).

Par ailleurs, les données qui ont été prises en compte dans ce travail correspondent bien à la dernière version de la carte de remontée des nappes réalisée à l'échelle nationale, actuellement en cours de validation et qui sera bientôt rendue publique.

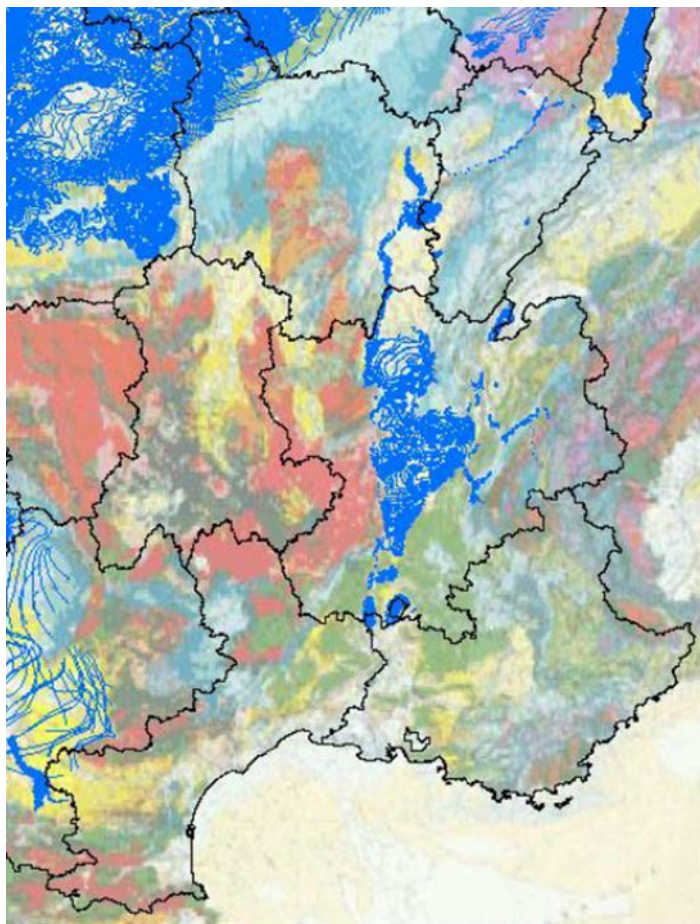


Figure 1: Cartes piézométriques prises en compte pour la construction de la carte de remontée des nappes à l'échelle du bassin RMC.

Enfin, lors de l'atelier, une discussion a eu lieu sur la codification attribuée à la tranche de 1-5 m pour le critère d'épaisseur de ZNS, classé par le BRGM en « très peu favorable – code 1 ». Alexandre Duzan (SUEZ) ayant indiqué que son expérience lui avait montré qu'un projet

pouvait être considéré comme favorable dès lors que la ZNS présentait une épaisseur d'au moins 2 m, la codification pour ce critère a été modifiée. Le code 0 (défavorable) a ainsi été affecté au critère physique *Épaisseur de la ZNS* là où son épaisseur < 1 m et le code 1 (très peu favorable) pour une épaisseur de ZNS de 1-2 m. Ainsi, toute entité ayant une épaisseur comprise entre 2 et 40m devient favorable (code 4). Ce changement de codification se traduit logiquement par une amélioration de la note des secteurs alluviaux du bassin (Figure 2).

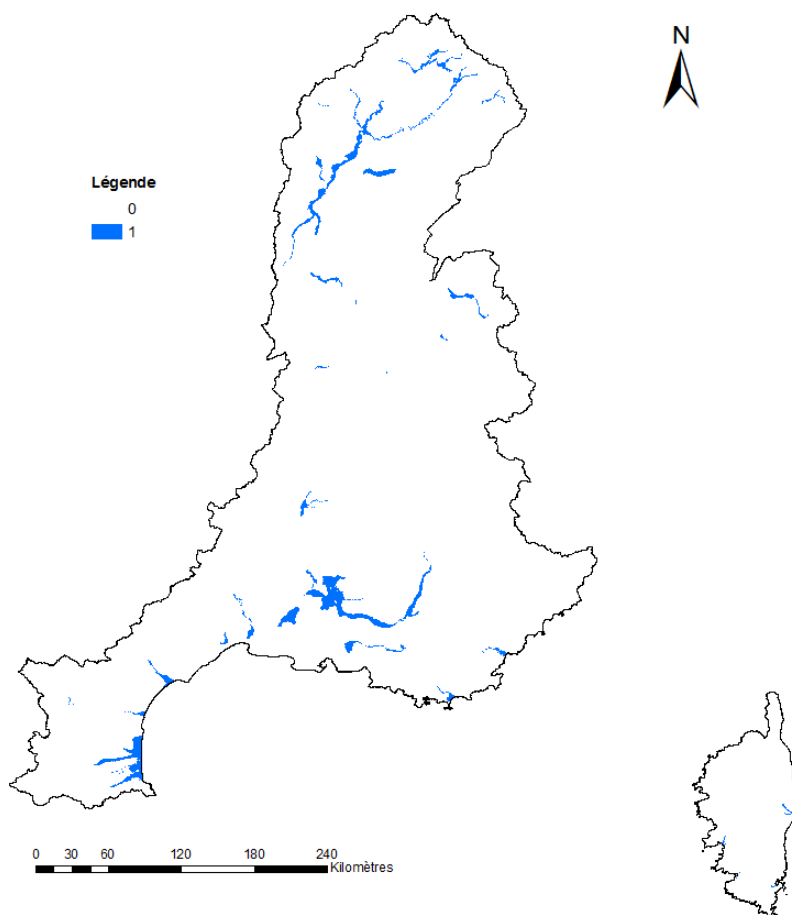


Figure 2: Evolution de la note attribuée au critère Physique suite à la modification de la codification de l'épaisseur de la ZNS, basée sur l'expérience de SUEZ (note après modification - note avant atelier). Le chiffre 1 indique une amélioration de la note sur les secteurs en bleu.

### • Révision de la classification pour les entités karstiques

Les participants de l'atelier de cartographie ont considéré que le résultat final de classification des critères physiques ne permettait pas de mettre suffisamment en avant le caractère peu favorable des formations karstiques pour la recharge artificielle. Il a donc été demandé de tenter de modifier cela en s'appuyant d'une part sur la « Surcouche Karst » de la BDLISA (Figure 3) et, d'autre part, sur la propriété « karstique » de la BD\_AERMC de la synthèse hydrogéologique réalisée par le BRGM à l'échelle du bassin RMC. Concernant la Surcouche Karst, il a été testé lors de l'atelier d'augmenter le poids du critère « Milieu » (critère dans lequel le caractère karstique d'une entité est décrit) dans le calcul final du critère physique (cf. § 4.2.1.5 – eq. 2), sans que cela ait permis de déclasser le caractère favorable de tous les aquifères karstiques. De la même manière, de nouveaux tests consistant à déclasser le critère Milieu (faire passer sa note de 3 à 2 par exemple), lorsque l'entité considérée est incluse dans la Surcouche Karst, n'ont pas non plus permis de déclasser toutes les entités contenues dans la Surcouche, du fait des compensations introduites par les notes des autres critères. Ainsi, il a été décidé de procéder à un déclassement systématique de la note finale pour les critères

physiques, pour toutes les entités contenues dans la Surcouche Karst (Figure 4). Les entités qui n'affichent pas de déclassement de leur note sont celles pour lesquelles la note finale du critère physique était déjà égale à 0.

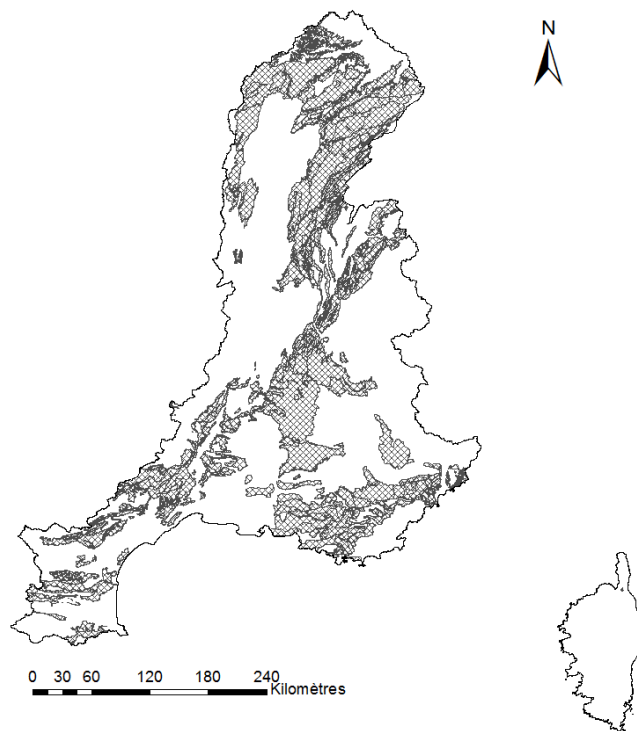


Figure 3: Extension de la surcouche « Karst » de la BDLISA sur le bassin RMC.

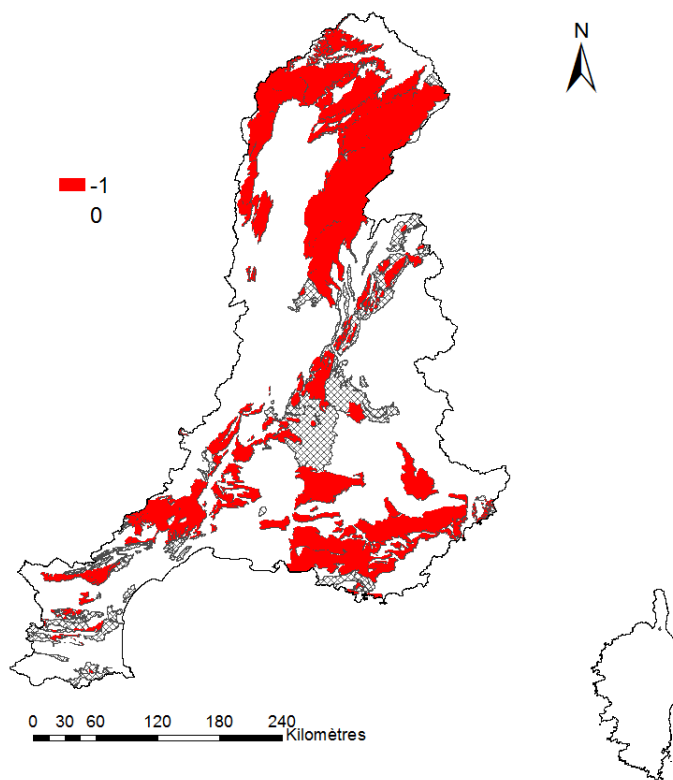


Figure 4: Evolution de la note attribuée au critère Physique, suite au déclassement systématique appliqué lorsque l'entité est contenue dans la Surcouche Karst (note après modification - note avant atelier). Le chiffre -1 indique une dégradation de la note sur les secteurs en rouge.



### • Pondération alternative pour la carte des critères physiques (approche AHP)

A l'issue des traitements décrits précédemment, nous obtenons la carte définitive pour les critères physiques permettant la mise en œuvre de dispositifs de recharge indirecte (Figure 5). Cette carte peut être considérée comme satisfaisante dans la mesure où elle répond bien aux principales remarques exprimées lors de l'atelier, vis-à-vis de la carte qui avait été présentée alors, qui concernaient pour l'essentiel: la nécessité de mieux mettre en évidence le caractère favorable des formations alluviales et le caractère peu favorable des formations karstiques.

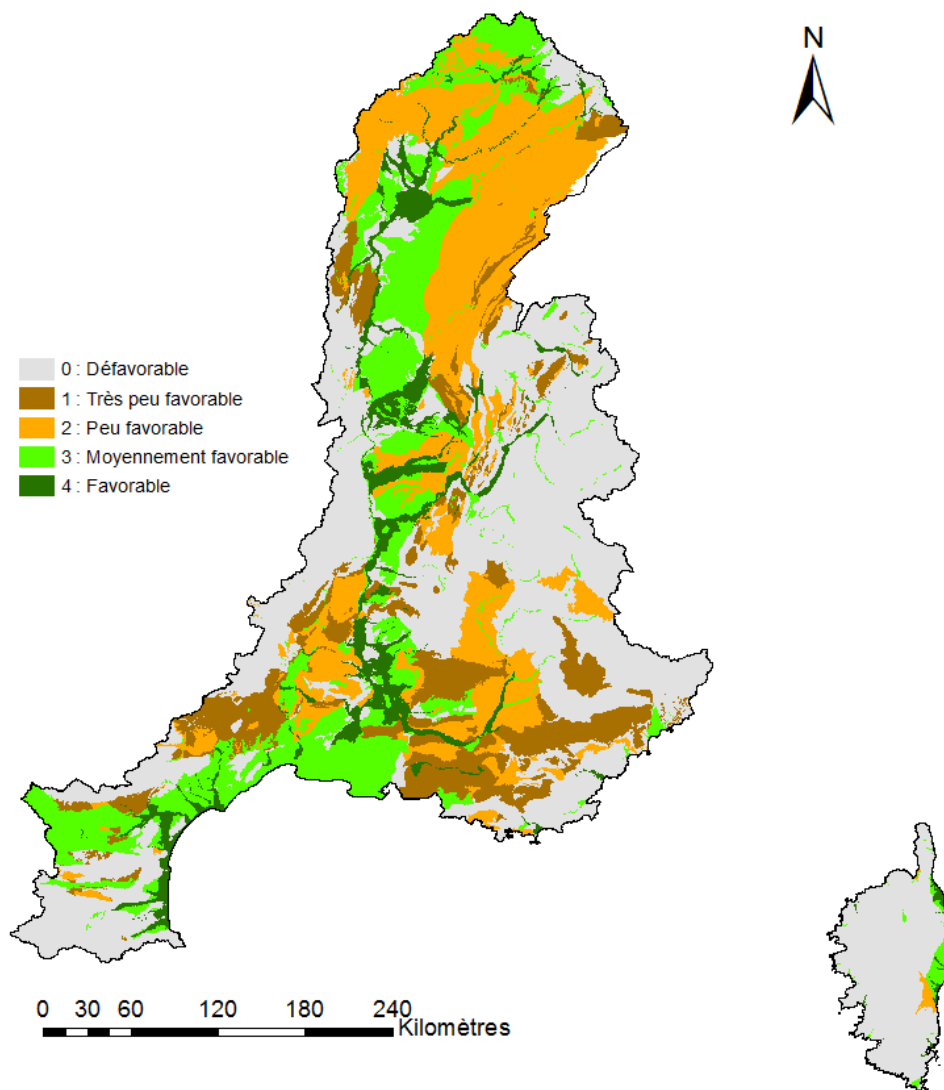


Figure 5: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique, avec pondération BRGM.

Pour tenter de corriger le caractère arbitraire de la pondération appliquée dans l'Eq. 2 pour sa construction, les techniques dites de Processus d'Analyse Hiérarchique (AHP en anglais) ont été testées. Cette technique est structurée pour organiser et analyser des décisions complexes, basée sur les mathématiques et la psychologie. Elle a été développée par Thomas L. Saaty dans les années 1970 pour la prise de décisions en groupe (Saaty, 2008). Les utilisateurs de cette technique commencent par décomposer la problématique devant aboutir à une décision, en un ensemble de sous-problèmes plus faciles à analyser de façon indépendante, qu'il s'agit de hiérarchiser de manière relative. Il est ainsi nécessaire d'établir si un sous-problème (ou critère dans notre cas) est plus ou moins important qu'un autre par rapport à la problématique identifiée et de qualifier de manière relative à quel point (aussi

important, plus important, beaucoup plus important, etc.). Cette analyse peut ainsi être représentée sous la forme d'une matrice, où chaque critère considéré est qualifié par rapport à tous les autres, en terme d'importance. Cette matrice permet ensuite de déduire le poids de chacun pour le calcul final (pondération), en rapportant la somme totale de chaque ligne de la matrice à la somme totale de toute la matrice (Saaty, 2008).

Cette technique a été mise en œuvre dans le cadre de l'atelier, en mobilisant un outil (Escobar, *comm. pers.*) qui se présente sous la forme d'un classeur Excel permettant de synthétiser de manière facile et compréhensible les avis de tous les participants sur les importances relatives des différents critères et de faire le calcul de pondération finale.

Cet outil a donc été mis en œuvre par les participants, à qui il a été proposé individuellement de donner leur avis sur l'importance relative des critères physiques (BDLISA, ZNS, pente et IDPR), les uns par rapport aux autres. Le résultat de la consultation est présenté sur la Figure 6.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	Moyenne
BDLISA	0,15	0,32	0,61	0,73	0,68	0,64	0,62	0,69	0,56 (0,555)
IDPR	0,53	0,07	0,09	0,06	0,17	0,22	0,04	0,18	0,17
ZNS	0,27	0,32	0,23	0,06	0,05	0,1	0,25	0,08	0,11
PENTE	0,06	0,28	0,07	0,15	0,1	0,04	0,09	0,05	0,11 (0,105)

Figure 6: Résultat de l'analyse AHP (Saaty, 2008) réalisée par l'ensemble des participants (P1 à P8) à l'atelier de cartographie.

L'analyse des résultats présentés permet de mettre en évidence les différences d'approche entre les participants pour les critères BDLISA, IDPR et ZNS. Le critère Pente faisant l'objet d'un plus grand consensus. Ces résultats permettent ainsi de produire la carte définitive présentant les critères Physiques pour la mise en œuvre de dispositifs de recharge indirecte, en appliquant le calcul suivant (que nous appellerons pondération Saaty):

$$\text{Critères Physiques} = (0.56 \times \text{BDLISA} + 0.11 \times \text{Pente} + 0.17 \times \text{IDPR} + 0.17 \times \text{ZNS}) \quad (\text{Eq. 5})$$

Le résultat est présenté sur la Figure 7.

La différence entre les deux approches de pondération (BDLISA versus Saaty) est illustrée sur la Figure 8, qui permet de constater que la pondération Saaty rend un grand nombre de secteurs plus favorables pour les dispositifs de recharge artificielle indirecte que la pondération arbitraire.

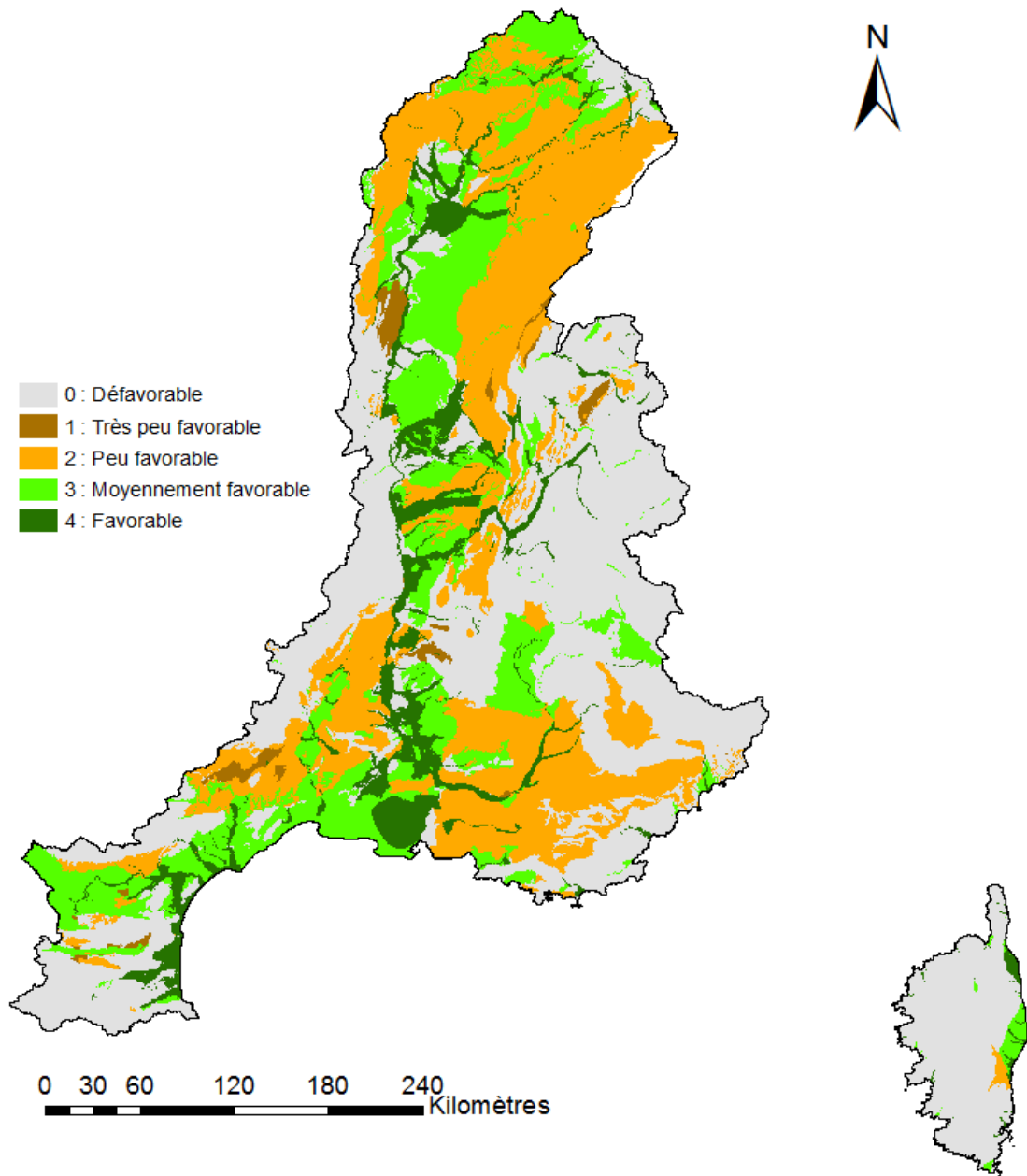


Figure 7: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique, avec pondération Saaty.

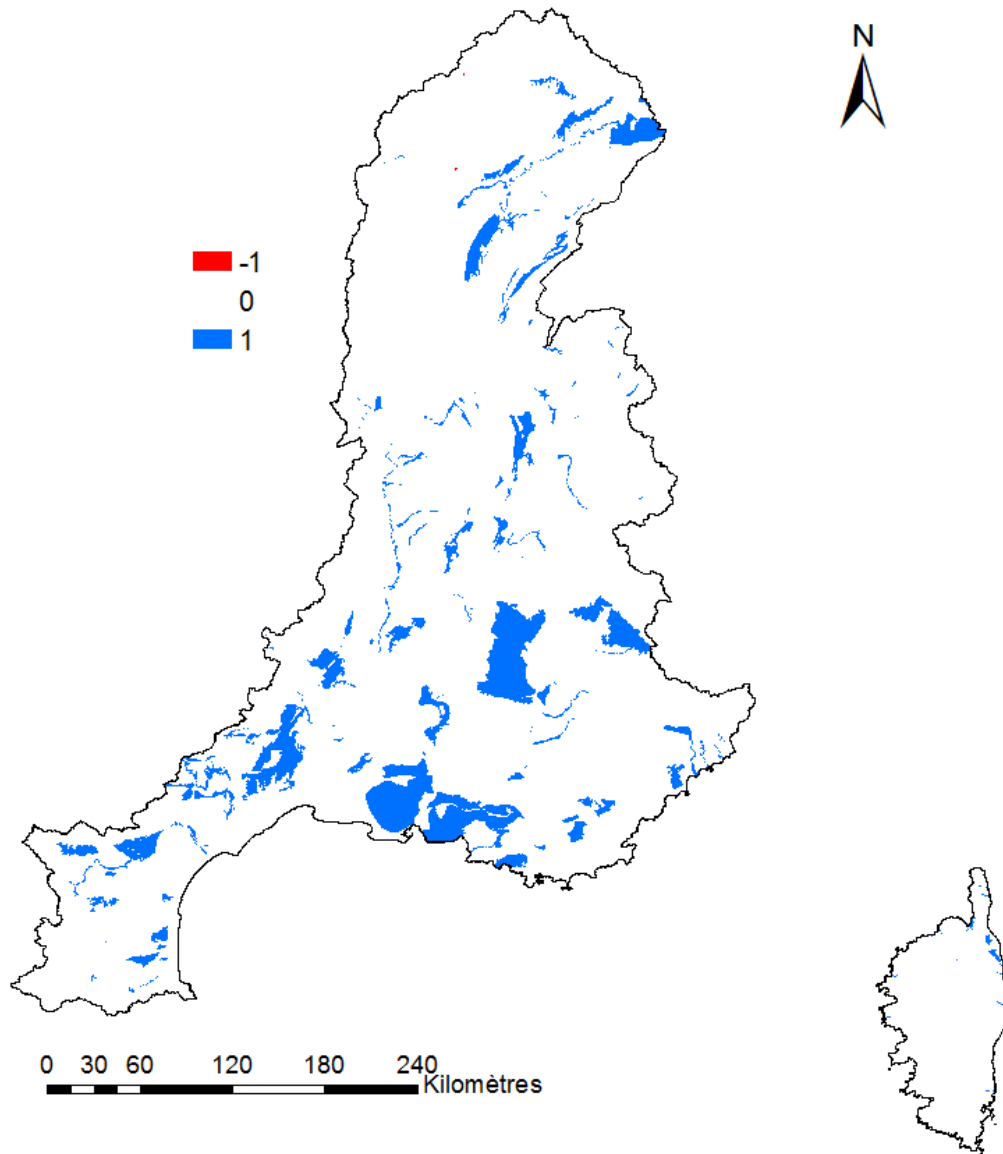


Figure 8: Evolution de la note attribuée aux critères Physiques, suite au changement de pondération (note pondération Saaty – note pondération BDLisa).

## b) Modifications apportées à la carte des critères de contrainte – Recharge indirecte

### • Mise à jour de certains champs de la base Corine Land Cover (CLC)

Lors de l'atelier, F. Rivet du Brgm a suggéré d'utiliser la base de données « Carrières et Matériaux (BDCM) » disponible aux échelles régionales, pour en comparer l'intérêt par rapport à la classe « Extraction de matériaux » (code 131) de la base CLC. La Figure 9 montre que la correspondance entre les deux bases n'est pas toujours bonne, certains sites étant renseignés dans une base et pas dans l'autre. Par contre, cette figure permet d'illustrer qu'en termes de description spatiale des entités, la base CLC est probablement un peu plus proche de la réalité, alors que BDCM semble présenter des contours un peu plus grossiers. Ce constat établi, couplé au risque de ne pas disposer d'une information homogène entre des bases établies à l'échelle régionale suivant des démarches qui peuvent ne pas être les mêmes d'une région à l'autre, nous proposons de conserver la description proposée par la base CLC.

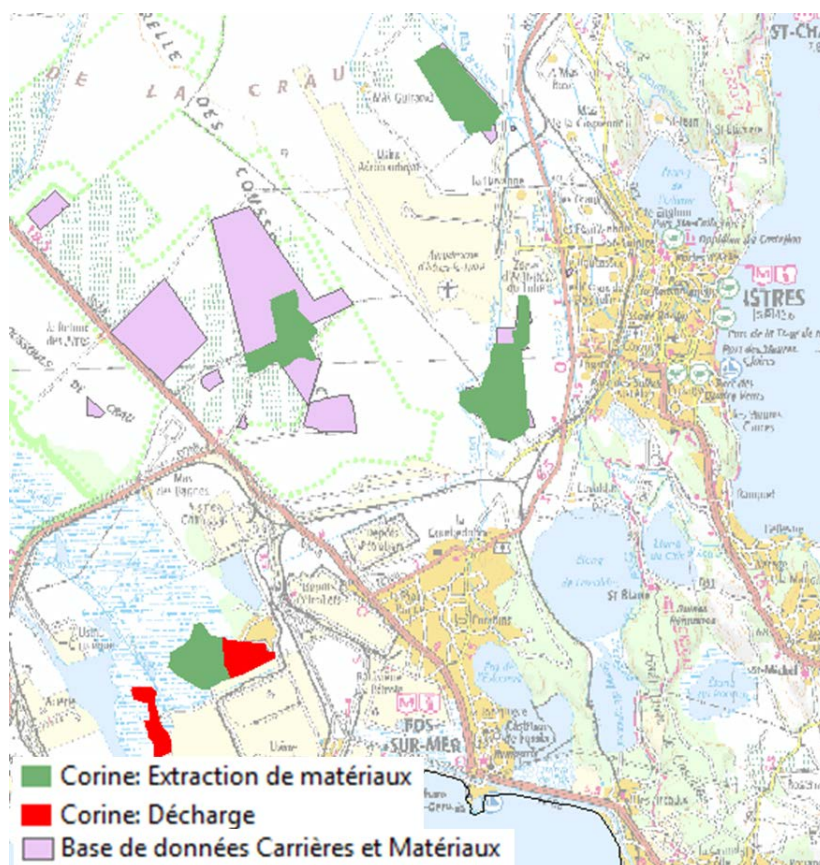


Figure 9: Comparaison de la description des carrières et décharges de la base Corine Land Cover (CLC) utilisée dans la cartographie des contraintes et de la BDCM établie à l'échelle régionale.

Concernant les champs « Décharges » et « Chantiers » (codes 132 et 133), F. Rivet suggère de comparer leur emprise, avec celle des polygones disponibles dans la base de données « Installation de Stockage de Déchets Inertes » (ISDI) et « Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux » (ISDND), qui présenteraient a priori une résolution spatiale plus fine. Après consultation des personnes spécialisées dans ces activités au Brgm, il ne semble pas exister de base de données cartographique pour ce type d'installation, qui représentent de l'ordre de plusieurs milliers de sites ISDI et de l'ordre de 200 sites ISDND, à l'échelle de la France (B. Chevrier, *comm. pers.*). Nous garderons donc les champs de CLC comme référence.



Concernant les zones classées en « Vergers et petits fruits » (code 222) et « Oliveraies » (code 223), les participants ont demandé à remonter le caractère favorable de ces zones, au titre du fait qu'il apparaît assez facilement envisageable d'installer un dispositif de recharge artificielle sur ce type de surface. Ceci a donc été fait en passant leur code à « 2 » (peu favorable), au lieu de « 1 » (très peu favorable). La demande inverse a été faite pour les vignobles (code 221), au titre du fait que ce sont des cultures sur lesquelles l'épandage de produits potentiellement source de pollution pour les eaux rechargées est important. Ceci a été fait en passant leur code de faisabilité de la recharge artificielle de 1 (très peu favorable) à 0 (défavorable). Enfin, les zones classées en forêt (codes 311, 312, 313 et 324) ont été déclassées (note passée de 4 à 3) au titre du fait qu'on peut considérer le besoin d'abattre des arbres comme une contrainte à la mise en place de dispositifs de recharge indirecte. La Figure 10 illustre l'emprise de ces différents types d'occupation du sol, à l'échelle du bassin RMC.

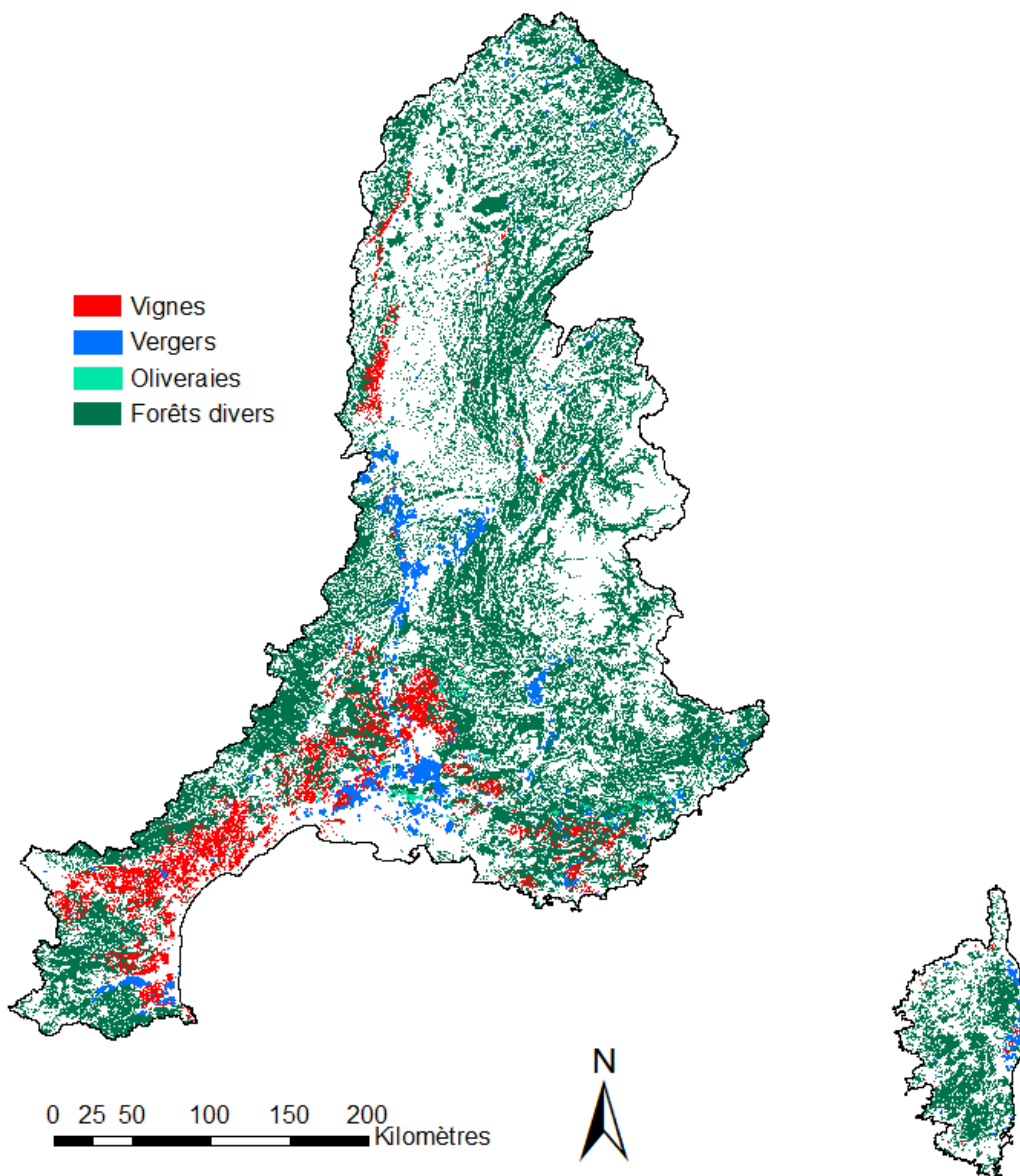


Figure 10: Extension spatiale des types d'occupation du sol de la base Corine Land Cover, pour lesquels des modifications de note ont été opérées.

Suite à l'intégration des modifications présentées dans ce qui précède, nous obtenons la carte des contraintes présentées sur la Figure 11.

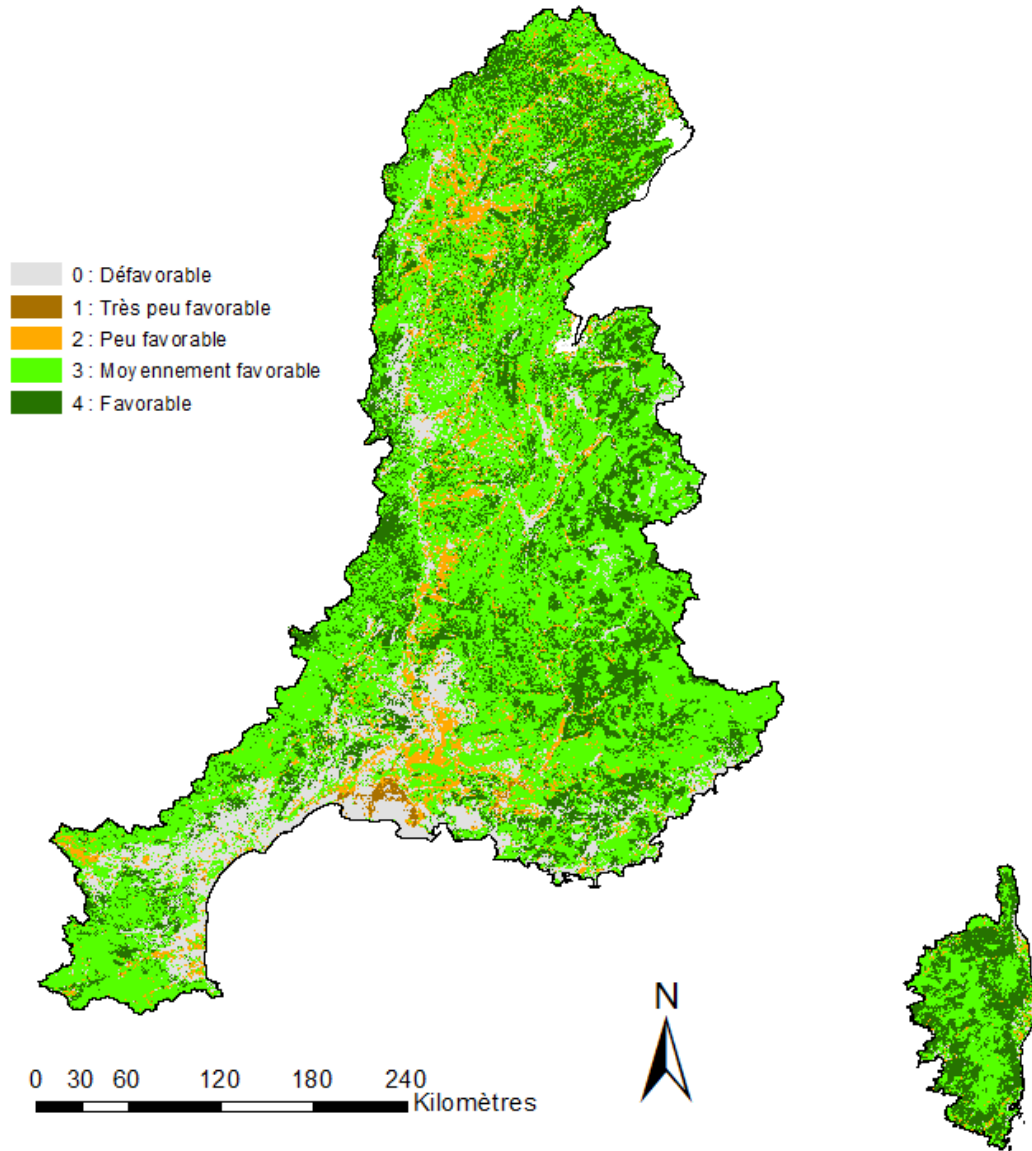


Figure 11: Recharge Indirecte – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères de contrainte, intégrant les modifications demandées lors de l'atelier cartographique.

La Figure 12 montre l'évolution des notes liée à ces modifications. Les évolutions de notes d'une classe de faisabilité (+1 ou -1) traduisent les changements proposés pour la notation de l'occupation du sol. Le fait que certains secteurs soient déclassés de deux ou trois niveaux (-2 ou -3) est lié au fait que lorsqu'un des critères considérés prend la valeur 0 (défavorable), la note totale pour le critère Contrainte est ramenée à 0 (moyen utilisé pour ne pas compenser le caractère défavorable d'un critère – exemple présence d'un glacier, par la méthode de calcul permettant d'obtenir la note finale pour le critère Contrainte (Eq. 4)). Cela est par exemple le cas pour les vignobles, dont la note a été réduite de 1 à 0.



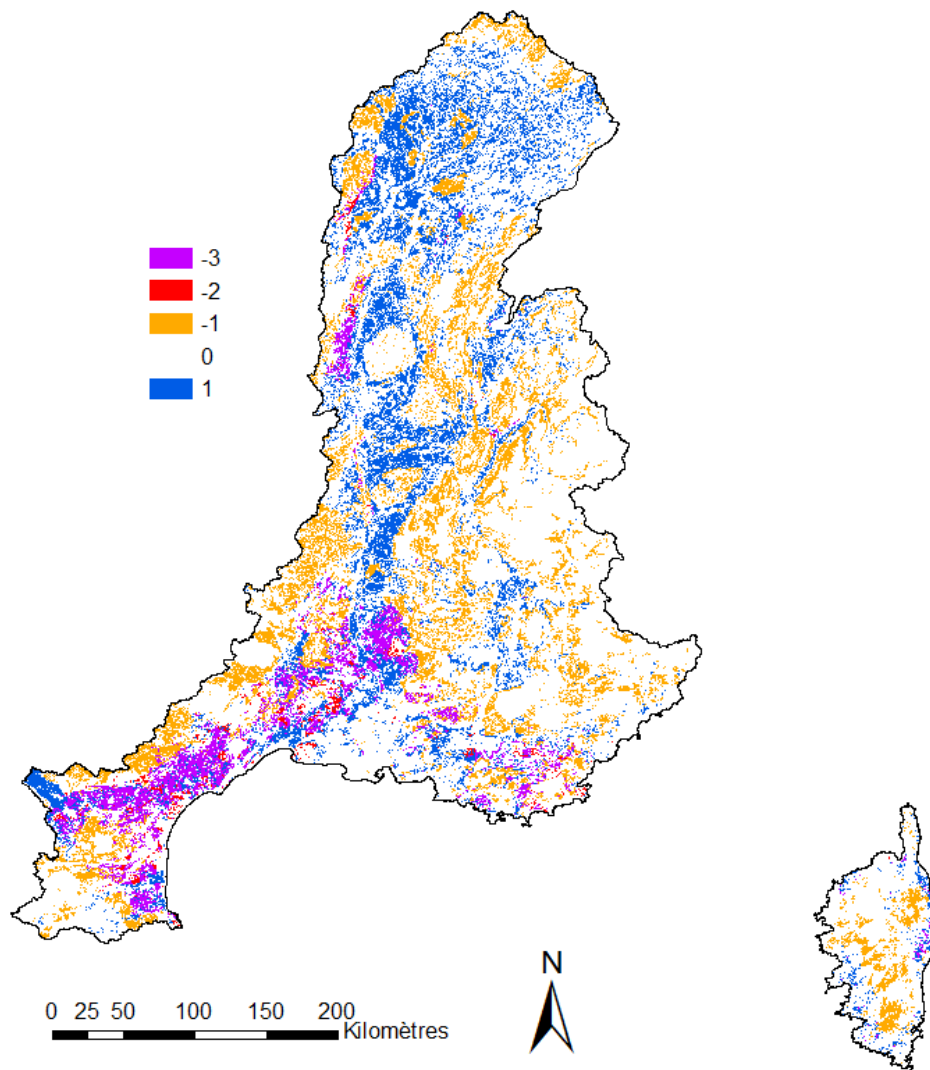


Figure 12: Evolution de la note attribuée au critère Contrainte, suite aux modifications proposées lors de l'atelier (note après modification - note avant atelier).

## c) Modifications apportées à la carte des critères physiques – Recharge directe

### • Révision de la classification pour les entités karstiques

Comme pour le cas de la recharge indirecte, les participants de l'atelier ont considéré que le résultat final de classification des critères physiques ne permettait pas de mettre suffisamment en avant le caractère peu favorable des formations karstiques pour la recharge artificielle. Un déclassement systématique de la note finale obtenue pour les critères physiques, a donc été appliqué pour toutes les entités contenues dans la Surcouche Karst (Figure 13). La Figure 14 permet d'identifier les entités affectées par ce déclassement, sachant que celles qui n'affichent pas de déclassement sont celles pour lesquelles la note finale du critère physique était déjà égale à 0.

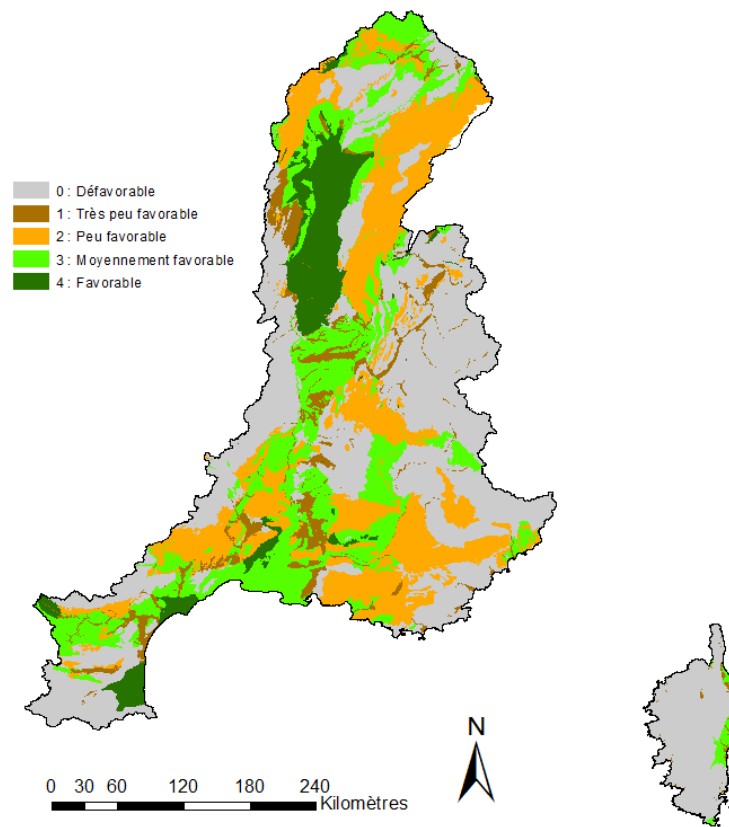


Figure 13: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, après déclassement des entités karstiques.

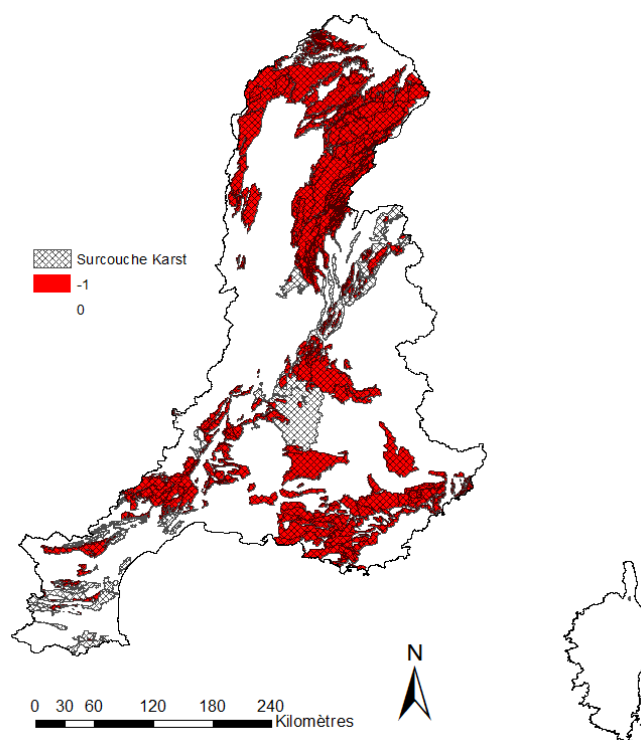


Figure 14: Evolution de la note attribuée au critère Physique, suite au déclassement systématique appliqué lorsque l'entité est contenue dans la Surcouche Karst (note après modification - note avant).

#### • Prise en compte de la profondeur d'injection

L'intérêt de prendre en compte la profondeur de forage nécessaire pour atteindre la nappe à recharger a été discuté. Si ce critère n'est pas un critère physique à proprement parler, il peut effectivement permettre de prendre en compte un coût de forage plus important. Pour tester l'intérêt de prendre en compte ce critère, l'épaisseur de la ZNS a été utilisée comme un moyen de déterminer la profondeur de la nappe. Ainsi, un déclassement systématique de la note finale pour les critères physiques a été appliqué lorsque l'épaisseur de la ZNS est supérieure à 40 m (profondeur choisie arbitrairement, pour être en cohérence avec les seuils utilisés précédemment sur ce critère). Cette approche se traduit de fait par la dégradation du caractère favorable attribué aux nappes libres dont l'épaisseur de la ZNS est supérieure à 40 m. La Figure 15 montre le résultat de cette prise en compte, qui se traduit par le déclassement d'un nombre non négligeable d'entités hydrogéologiques (Figure 16).

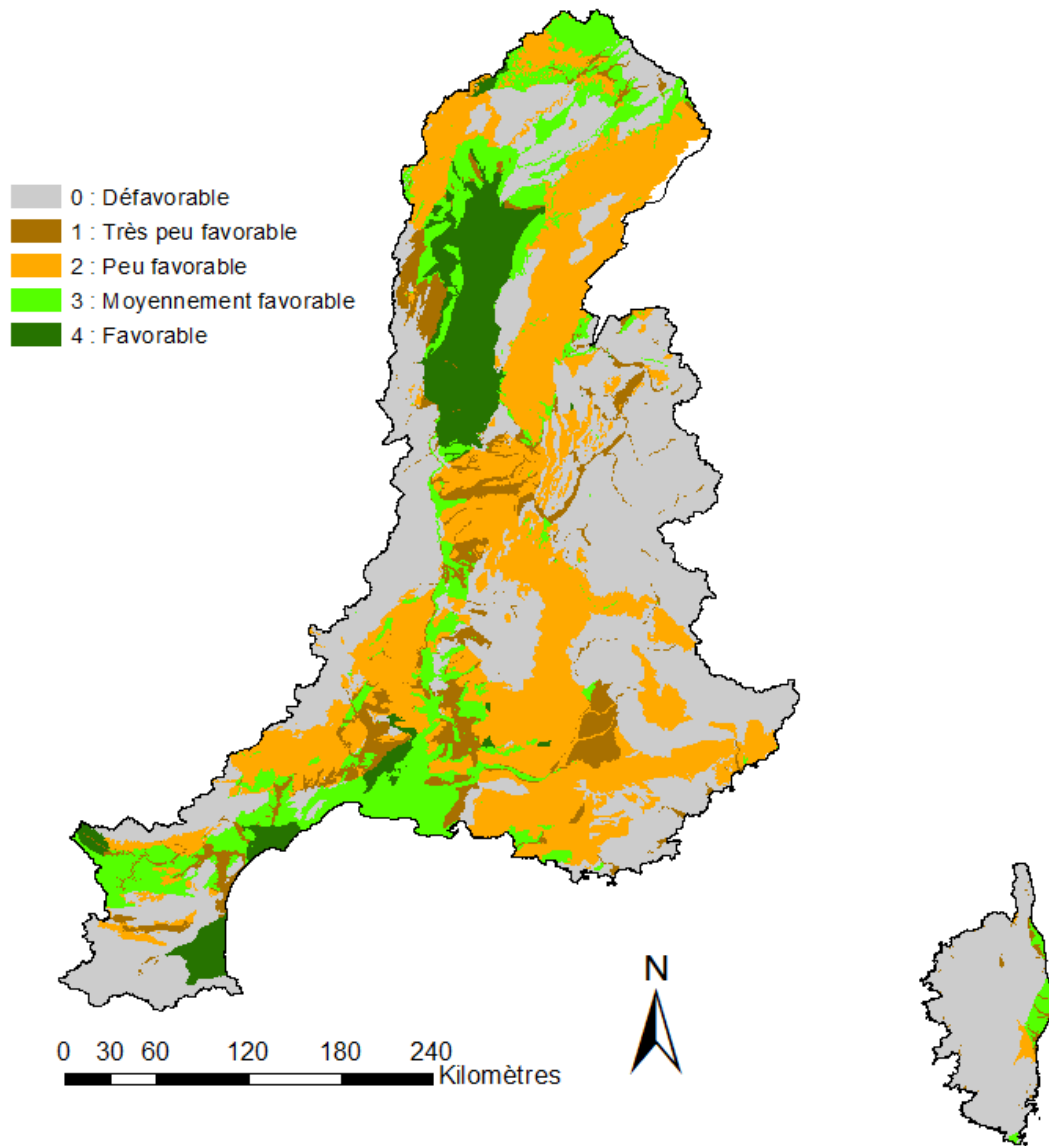


Figure 15: Recharge Directe – Carte de faisabilité de la RA vis-à-vis des critères physiques, après déclassement des secteurs où la nappe se situe à plus de 40 m de profondeur.

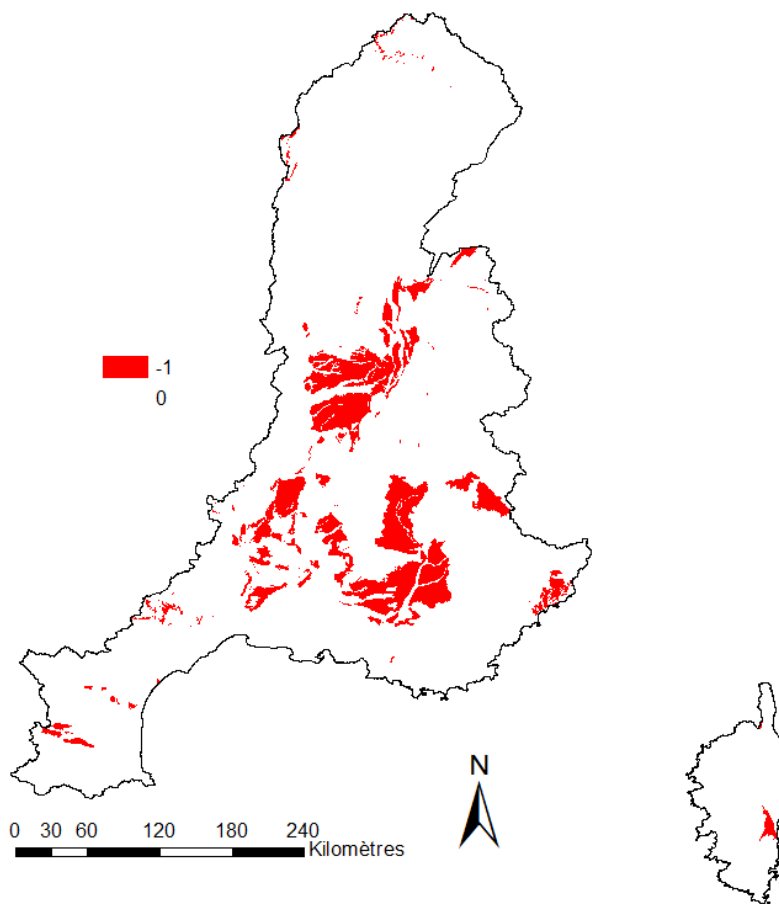


Figure 16: Evolution de la note attribuée au critère Physique, suite au déclassement systématique appliqué lorsque la profondeur de la nappe > 40 m (note après modification - note avant).





Géosciences pour une Terre durable

**brgm**

**Centre scientifique et technique**  
3, avenue Claude-Guillemin  
BP 36009  
45060 – Orléans Cedex 2 – France  
Tél. : 02 38 64 34 34 - [www.brgm.fr](http://www.brgm.fr)

**Direction Eau, Environnement & Ecotechnologie,**  
**Unité D3E/NRE**  
1039 rue de Pinville  
34000 – Montpellier – France  
Tél. : 04 67 15 79 90