



DOCUMENT PUBLIC
XXX

*Test de la méthode d'évaluation économique
du caractère disproportionné du coût d'un
programme de mesures.*

*Application au bassin potassique de la nappe
d'Alsace*

Etude réalisée dans le cadre des opérations de Service Public du BRGM

Juin 2002
BRGM/RP-51619





DOCUMENT PUBLIC
XXX

*Test de la méthode d'évaluation économique
du caractère disproportionné du coût d'un
programme de mesures.
Application au bassin potassique de la nappe
d'Alsace*

Jean-Daniel RINAUDO
Vincent PETIT
Claire ARNAL

Juin 2002
BRGM/RP-51619



Mots clés : Directive Cadre sur l'Eau ; économie ; analyse coût-efficacité ; coûts disproportionnés ; scénario tendanciel ; modèle hydrodynamique.

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

Rinaudo J-D, Petit V et Arnal C.(2002) "Test de la méthode d'évaluation économique du caractère disproportionné du coût d'un programme de mesures. Application au bassin potassique de la nappe d'Alsace". Rapport N°. BRGM/RP-51619-FR.

Sommaire

INTRODUCTION	7
1. LES ÉTAPES DE L'ANALYSE ÉCONOMIQUE : ANALYSE CRITIQUE DU GUIDE	
MÉTHODOLOGIQUE	9
1.1. Vue d'ensemble de l'analyse économique	9
1.1. Estimation du risque de non atteinte de l'objectif	10
1.1. Analyse coût-efficacité	13
1.1.1. <i>Choix d'une échelle spatiale</i>	13
1.1.1. <i>Evaluation des coûts des mesures</i>	14
1.1.1. <i>Evaluation de l'efficacité des mesures</i>	14
1.1.1. <i>Hiérarchisation des mesures</i>	15
1.1.2. <i>La prise en compte du temps</i>	16
1.2. La question des Coûts disproportionnés	16
1.2.1. <i>Ce que dit la Directive</i>	17
1.2.2. <i>La logique de justification des dérogations proposée par le guide</i>	18
1.2.3. <i>Cadre méthodologique pour évaluer les bénéfices</i>	22
2. APPLICATION AU BASSIN POTASSIQUE	26
2.1. Un problème de pollution des eaux souterraines	26
2.1.1. <i>Le contexte</i>	26
2.1.2. <i>Les mesures de restauration mises en oeuvre</i>	26
2.1.3. <i>La définition de l'objectif à atteindre</i>	27
Présentation du travail réalisé dans le cadre de l'étude	28
3. EVALUATION DU RISQUE DE NON ATTEINTE DE L'OBJECTIF PAR MODÉLISATION	
HYDRODYNAMIQUE	29
3.1. Choix de la méthode de calcul.	29
3.2. Recueil des données	30
3.3. Description du modèle	30
3.3.1. <i>Caractéristique du code de calcul</i>	30
3.3.2. <i>Caractéristiques des simulations</i>	30
3.3.3. <i>Le modèle conceptuel</i>	30
3.3.4. <i>Limites et maillage du modèle</i>	31
3.3.5. <i>Géométrie</i>	32
3.3.6. <i>Paramètres hydrauliques</i>	32
3.3.7. <i>Flux d'eau</i>	35
3.3.8. <i>Flux de sel</i>	35
3.3.9. <i>Vérification du calage</i>	35
3.4. Evaluation du risque de non atteinte de l'objectif	36
3.4.1. <i>Définition d'un scénario tendanciel</i>	36
3.4.2. <i>Résultats de simulation</i>	37
3.5. Conclusion	39
4. ANALYSE COÛT-EFFICACITÉ	40
4.1. Identification des mesures supplémentaires	40
4.1.1. <i>Déplacement des terrils</i>	40

4.1.2. Installation de puits de dépollution (niveau 1).....	40
4.1.3. Installation de pompages de dépollution (niveau 2).....	40
4.2. Evaluation de l'efficacité des scénarios	41
4.2.1. Déplacement des terrils.....	41
4.2.2. Installation de puits de dépollution (niveau 1).....	41
4.2.3. Installation de puits de dépollution (niveau 2).....	43
4.2.4. Conclusion : efficacité relative des scénarios.....	43
4.3. Evaluation des coûts des scénarios.....	44
4.3.1. Définition des coûts.....	44
4.3.2. Quantification des coûts financiers.....	45
4.3.3. Quantification des coûts environnementaux	48
4.4. Hierarchisation des scénarios	50
5. IDENTIFICATION DES BÉNÉFICES ASSOCIÉS À LA RESTAURATION DE LA NAPPE DU BASSIN POTASSIQUE	52
5.1. Typologie des bénéfices	52
5.2. Bénéfices d'usage direct pour le secteur eau potable.....	53
5.2.1. Dommages observés.....	53
5.2.2. Bénéfices attendus	55
5.3. Bénéfices d'usage direct pour le secteur industriel.....	55
5.4. Bénéfices d'usage direct pour le secteur agricole	57
5.4.1. Dommages observés:.....	57
5.4.2. Bénéfices attendus	58
5.5. Bénéfices d'usage indirect	60
5.6. Bénéfices d'usages potentiel	61
5.6.1. Evaluation contingente.....	61
5.6.2. La méthode prospective.....	62
5.7. Bénéfices pour les générations futures	64
5.7.1. L'évaluation de la valeur de non usage de la nappe d'Alsace.....	64
5.7.2. Application au bassin potassique.....	64
6. JUSTIFICATION D'UNE DÉROGATION DANS LE CAS D'ÉTUDE.....	66
6.1. Bilan des coûts et bénéfices	66
6.2. La capacité à payer des acteurs	67
7. CONCLUSION BILAN ET ENSEIGNEMENTS TIRÉS DU TEST	69
7.1. Imprecisions et insuffisances du guide	69
7.2. Les difficultés rencontrées	69
7.2.1. L'usage des modèles.....	Erreur! Signet non défini.
7.2.2. Le problème de l'évaluation monétaire des bénéfices de non usage	70
7.2.3. La prise en compte des incertitudes	71
7.3. Autres difficultés attendues.....	72

Liste des illustrations

TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Comparaison coût efficacité de différentes mesures agri- environnementales.....</i>	15
<i>Tableau 2 : Type de traitement prévu et flux de sel émis par terril (en tonnes de NaCl par an).....</i>	37
<i>Tableau 3 : état de la nappe simulé à différentes dates avec le scénario tendanciel.....</i>	38
<i>Tableau 4: Evolution des surfaces polluées en fonction du temps avec l'hypothèse de déplacement des terrils..</i>	41
<i>Tableau 5 : Evolution du tonnage de sel restant dans la nappe et des surfaces polluées (scénario puits de dépollution niveau 1)</i>	42
<i>Tableau 6 : Evolution du tonnage de sel restant dans la nappe et des surfaces polluées (scénario puits de dépollution niveau 2)</i>	43
<i>Tableau 7 : Efficacité des scénarios</i>	44
<i>Tableau 8 : Eléments de coût relatifs à la construction de puits de dépollution.....</i>	45
<i>Tableau 9 : Coût moyen de construction par type de puits.....</i>	46
<i>Tableau 10 : Nombre et types de puits installés pour les deux scénarios de dépollution par pompage.</i>	46
<i>Tableau 11 : Coût et efficacité des scénario de restauration de la nappe du bassin potassique.</i>	51
<i>Tableau 12 : Coûts et bénéfices</i>	66

FIGURES

<i>Figure 1 : Vue d'ensemble de l'analyse économique : principales étapes</i>	10
<i>Figure 2 : Choix d'un type de dérogation avec l'approche « économie publique »</i>	20
<i>Figure 3 : Localisation du site d'étude et distribution de la pollution.....</i>	26
<i>Figure 4 : Schéma conceptuel du modèle</i>	31
<i>Figure 5 : Présentation générale du maillage</i>	32
<i>Figure 6 : carte des valeurs de perméabilité</i>	34
<i>Figure 7 Concentration en sel calculée (2009).....</i>	36
<i>Figure 8 : Scénario tendanciel : résultats des concentrations en Cl⁻ calculées en 2015, 2021 et 2027.</i>	38
<i>Figure 9 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures simulée (scénario pompage de dépollution niveau 1) .</i>	42
<i>Figure 10 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures simulée (scénario pompage de dépollution niveau 2)</i>	43
<i>Figure 11 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures pour les différents scénarios en 2015.....</i>	44
<i>Figure 12 : Taux d'utilisation des puits de dépollution en fonction du temps (en pourcentage de la capacité de pompage installée).....</i>	47
<i>Figure 13 : Localisation des captages d'eau potable de Colmar et zone concernée par une teneur en chlorure supérieure à 200 mg/l (en jaune).....</i>	54
<i>Figure 14 : Localisation des captages d'eau potable du syndicat EBE et teneurs en chlorures.</i>	55
<i>Figure 15 : Localisation des points de prélèvements industriels (rouge) et teneurs en chlorures de la nappe (puits des MDPA en vert).....</i>	56
<i>Figure 16 : Localisation des forages agricoles concernés par la pollution par les chlorures (source : BRGM et Conseil Régional d'Alsace).....</i>	59
<i>Figure 17 : Principales zones humides (en vert) et cours d'eau de la zone contaminée par les chlorures des MDPA.</i>	61
<i>Figure 18 : Incertitude et hiérarchisation des scénarios dans une analyse coût-efficacité</i>	72

Introduction

La Directive Cadre Européenne du 23 octobre 2000 définit un cadre communautaire pour la politique de l'eau. Elle impose que les Etats membres élaborent, par grand bassin hydrographique, un plan de gestion et des programmes de mesures permettant de protéger, d'améliorer et de restaurer les principales masses d'eau et d'obtenir un « bon état » de celles-ci au plus tard 15 ans après l'entrée en vigueur de la directive. L'une des innovations de la Directive Cadre consiste à imposer le recours systématique à l'analyse économique comme élément de décision pour le choix des programmes de mesures à mettre en œuvre. Il en découle un besoin important de développement méthodologique.

En réponse à ce besoin, un groupe de travail européen (WATECO), mis en place à l'initiative de la France, a rédigé un guide méthodologique susceptible d'assister les acteurs du secteur de l'eau (services de l'Etat, Agences de l'eau, bureaux d'études, etc) dans le processus de mise en œuvre du volet économique de la directive cadre. Une version provisoire de ce guide a été soumise à la fin 2001 aux Etats membres qui se sont engagés à le tester (« scoping and testing ») à travers des études pilotes, avec trois objectifs¹ :

1. vérifier que les méthodes, approches et techniques d'évaluation économique proposées peuvent être mises en œuvre de manière **opérationnelle** (bilan de l'expertise et des données nécessaires, outils et ressources humaines requises, modalité de participation des acteurs du secteur de l'eau, etc.) ;
2. évaluer la **cohérence** d'ensemble de l'approche proposée et les liens entre les étapes de l'analyse économique ;
3. proposer des **solutions aux contraintes et problèmes** soulevés par la réalisation des tests et proposer des recommandations et modifications possibles du guide méthodologique.

Parmi les tests confiés à la France figure la réalisation d'un test traitant du caractère disproportionné ou non du coût d'un programme de mesures. La directive cadre permet en effet aux Etats membres de demander des dérogations dans les cas où la réalisation de l'objectif de bon état des ressources en eau s'avère *exagérément coûteux*. Cette demande de dérogation devra être motivée par une analyse économique prouvant le caractère *disproportionné* du coût des mesures à mettre en œuvre pour atteindre l'objectif.

Ce rapport présente les **résultats** et les **enseignements** tirés de ce test réalisé et financé conjointement par l'Agence de l'eau Rhin Meuse et le BRGM. Afin de vérifier la cohérence d'ensemble de la démarche, nous avons testé les principales étapes de la méthode d'analyse économique proposée dans le guide méthodologique, y compris celle relative à l'évaluation des coûts disproportionnés. Le test est réalisé à travers un cas d'étude sur la nappe d'Alsace du bassin potassique. Un groupe consultatif a été formé et associé aux principales étapes de la démarche². Le principal objectif de cette étude étant de développer et tester une méthodologie,

¹ Voir note de travail préparée par J. Fisher, Y. Laurans et P. Strosser intitulée : « Developing a guidance document on the economic elements of the WFD : what do we mean by scoping and testing ».

² L'étude a notamment bénéficié de l'implication active du Conseil Régional d'Alsace, de la DIREN Alsace, de la DRIRE Alsace et des Mines de Potasses d'Alsace (MDPA).

cette application n'est réalisée que dans un but illustratif et les résultats ne sauraient être considérés comme un argumentaire suffisant pour justifier une dérogation à l'objectif imposé par la Directive Cadre.

Le plan de ce rapport est le suivant : une première partie rappelle les étapes de l'analyse économique requise par la Directive pour identifier les mesures permettant de restaurer le bon état des masses d'eau. La question des dérogations et de l'évaluation du caractère disproportionné du coût d'un programme de mesures y est également discutée en s'appuyant sur une analyse du texte même de la directive et des recommandations proposées par le guide méthodologique. La seconde partie du rapport présente ensuite la problématique du bassin potassique ainsi qu'une vue d'ensemble du travail réalisé dans le cadre de ce test. Les parties suivantes rendent compte plus en détail de chacune des étapes du cas d'étude : le développement d'un modèle hydrodynamique permettant de simuler l'impact des différentes mesures envisagées (partie 3), l'analyse coût-efficacité permettant de hiérarchiser les programmes de mesures envisagées (partie 4), l'évaluation des bénéfices de restauration de la qualité de la nappe (partie 5) et l'analyse du caractère disproportionné du coût du programme de mesure retenu à l'issue de l'analyse coût-efficacité (partie 6). La dernière partie fait état des difficultés rencontrées dans le cadre de ce test et tente d'en tirer des recommandations. Elle souligne également un certain nombre de limites et insuffisances du guide méthodologique développé par le groupe WATECO et propose des modifications.

1. Les étapes de l'analyse économique : analyse critique du guide méthodologique

Cette partie se propose de replacer la question de l'évaluation des coûts disproportionnés dans la démarche globale d'évaluation économique proposée dans le guide méthodologique (voir Figure 1). Les principales étapes de la démarche sont d'abord rappelées avant de présenter les outils d'analyse économique pouvant être mis en œuvre.

1.1. VUE D'ENSEMBLE DE L'ANALYSE ECONOMIQUE

Le guide propose une décomposition de l'analyse économique en trois phases (voir guide section 3, pp ; 18-35) :

- **phase 1** : la caractérisation économique du district hydrographique (usages, pressions et impacts, scénario tendanciel) à réaliser pour 2004 ;
- **phase 2** : l'identification des principaux problèmes de gestion à l'échelle du district hydrographique (i.e. identification des masses d'eau pour lesquelles des mesures spécifiques devront être mises en œuvre pour atteindre l'objectif de bon état), à réaliser pour 2006 ;
- **phase 3** : l'identification des mesures à mettre en œuvre pour résoudre ces problèmes (à réaliser pour 2008 au plus tard).

Le test présenté dans cette étude se concentre sur la troisième phase qui se décompose en six étapes principales (cf. figure 1) comme suit :

- Définition de l'objectif : il s'agit de définir un nombre limité de **critères** permettant de caractériser l'état de la masse d'eau (en fonction de la nature du problème de gestion) et, pour chacun de ces critères, une **valeur objectif** devant être atteinte pour que l'on puisse considérer que la masse d'eau est en « bon état ». En ce qui concerne les eaux de surface, ces critères et valeurs objectifs sont précisés en annexe V de la directive. En ce qui concerne les eaux souterraines, des critères et valeurs objectifs devront être spécifiés de manière ad hoc en attendant la publication (initialement prévue fin 2002) de la Directive Fille sur les eaux souterraines (voir article 17)³.
- Caractérisation des **pressions anthropiques** que subit la masse d'eau (pollutions, prélèvements) et leur évolution future probable (2002-2015) compte tenu de la législation en vigueur, de l'évolution de l'environnement économique attendue, etc.
- **Simulation de l'impact** de ces pressions anthropiques sur l'état de la masse d'eau en 2015, en utilisant si possible des modèles environnementaux (cf. annexe IV.I du guide, p. 36) et quantifier l'éventuel écart à l'objectif de bon état de la masse d'eau. Cet écart à l'objectif pourra aussi être caractérisé en termes de probabilité que l'objectif ne soit pas atteint.

³ Compte tenu du retard pris par les différents groupes de travail préparant cette Directive, sa publication risque de n'être effective qu'au cours de l'année 2003.

- Spécification des différentes **mesures** techniques et économiques pouvant être mises en œuvre pour réduire l'écart à l'objectif (ou le risque de non atteinte de l'objectif).
- **Analyse coût-efficacité** qui consiste à choisir, parmi plusieurs alternatives, le programme de mesures le plus efficace au moindre coût. Le guide insiste sur le fait que les coûts économiques autres que financiers devront être pris en compte (voir annexe IV.I. pp. 37-46).
- Enfin une analyse du caractère **disproportionné** du coût du programme de mesure retenu à l'issue de l'analyse coût-efficacité et justification d'une dérogation le cas échéant (annexe IV.I. pp. 67-71)

Bien que le test présenté dans ce rapport se concentre essentiellement sur la dernière étape, les 5 étapes précédentes ont également été réalisées dans le cas d'étude. Les sections suivantes présentent les principaux éléments méthodologiques pour chacune de ces étapes.

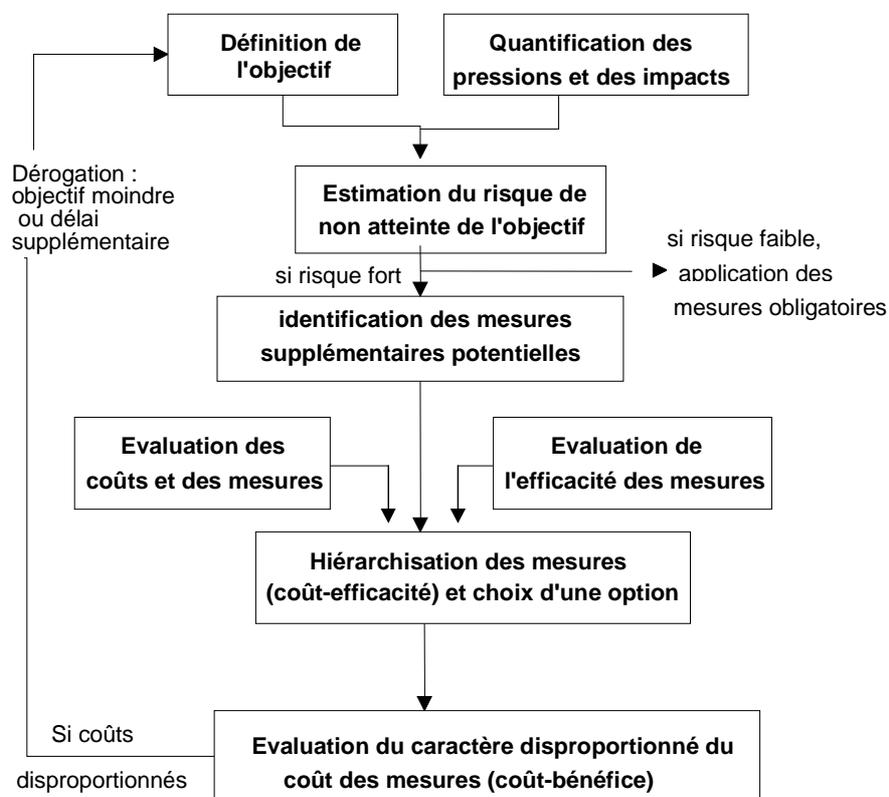


Figure 1 : Vue d'ensemble de l'analyse économique : principales étapes

1.2. ESTIMATION DU RISQUE DE NON ATTEINTE DE L'OBJECTIF

Evaluer le risque que la masse d'eau n'atteigne pas l'objectif de bon état en 2015 nécessite d'être capable de prédire l'état futur probable de la masse d'eau. En ce qui concerne les eaux souterraines, trois grandes catégories d'approches prédictives peuvent être mises en œuvre pour faire cette évaluation: (i) l'avis d'expert, (ii) la prolongation des tendances par des méthodes statistiques et (iii) la modélisation hydrogéologique :

- **L'avis d'expert** : les connaissances et l'expérience d'experts peuvent être mobilisées pour décrire l'évolution probable de l'état des masses d'eau. L'expert fonde son avis sur un ensemble d'observations de phénomènes (définis comme une manifestation de processus), sur des mesures (niveaux piézométriques, concentrations en polluants, etc) et sur une représentation conceptuelle du fonctionnement de l'aquifère (direction des écoulements, temps de transferts, etc). Si l'Etat Membre a recours à l'avis d'expert(s) pour estimer le risque de non atteinte de l'objectif, il est indispensable qu'il explicite l'ensemble des éléments pris en compte pour justifier la « prédiction » de l'état futur probable de la masse d'eau en 2015. Le recours à l'avis d'expert présente l'avantage de proposer une vue d'ensemble et la formalisation des problèmes à l'échelle de la masse d'eau étudiée. En revanche, il ne repose pas sur une démonstration (au sens mathématique du terme).
- **La prolongation des tendances** : cette deuxième approche consiste à rechercher des tendances dans un jeu de mesures historique, en utilisant des méthodes et outils statistiques (ajustement de fonction sur les données). Les tendances identifiées sont extrapolées pour prévoir l'état de la masse d'eau dans le futur. Les méthodes géostatistiques, qui peuvent prendre en compte la dimension temporelle et spatiale de l'évolution du paramètre étudié (concentration en polluant par exemple) sont bien adaptées pour répondre à ce type de question. Ces méthodes, qui sont relativement simples et rapides à mettre en œuvre, ne peuvent être utilisées que si l'on dispose de chroniques longues (pour que l'inertie de la nappe ne masque pas des tendances dangereuses à long terme, mais non perceptibles à court terme). Leur mise en œuvre dépend également de la densité et de l'implantation des points de mesures (plus le réseau de mesures est dense et bien réparti spatialement, plus est la simulation a des chances d'être pertinente). L'inconvénient majeur de ce type d'approche est qu'elle ne permet pas de simuler l'impact d'un changement de pression anthropique comme par exemple un changement de pratique agricole survenant suite à un changement de politique de subvention (voir *Encadré 1* pour une illustration).
- **La modélisation mathématique** : cette troisième approche consiste à représenter sous forme mathématique le fonctionnement de la masse d'eau, c'est à dire les écoulements, le transport de polluant, etc. La formalisation mathématique rend compte du caractère dynamique des processus représentés. Elle sert de base au développement d'un modèle informatique qui est un outil de calcul permettant de simuler l'évolution de l'état de la masse d'eau en fonction d'un jeu d'hypothèses. A la différence des approches statistiques décrites ci-dessus, l'utilisation d'un modèle permet d'évaluer l'impact provoqué par un changement de pressions anthropiques (variation du niveau d'émission des pollution ou de prélèvement, etc.).

Ces trois approches, loin d'être exclusives, se complètent. L'utilisation conjointe de différentes approches permet de valider des résultats obtenus par des démarches très éloignées. Il est par exemple recommandable de confronter les résultats produits par une approche de type modélisation à des avis d'experts connaissant bien les conditions locales et qui peuvent contribuer à la construction ou au calage des modèles mathématiques ou statistiques et filtrer les résultats obtenus. Cette confrontation est par ailleurs indispensable d'un point de vue social, les acteurs de la société civile n'ayant pas forcément une confiance illimitée dans le résultat d'approches scientifique (voir exemple en *Encadré 2*).

Encadré 1 : Utilisation des méthodes géostatistiques pour simuler l'évolution des teneurs en nitrates dans la nappe d'Alsace

Dans le cadre d'un projet de recherche réalisé en collaboration avec le Conseil Régional d'Alsace et l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, le BRGM a récemment entrepris l'application des méthodes géostatistiques décrites ci-dessus pour simuler l'évolution de la concentration en nitrates de la nappe d'Alsace. Cette simulation est rendue possible par l'existence d'une chronique de mesures des concentrations en nitrates en plus de 4000 points et sur une durée voisine de trente ans. Elle devrait permettre de produire des cartes simulées de teneurs en nitrates à l'horizon 2010 et 2020.

Les cartes simulées ont cependant une valeur prédictive moindre que des résultats qui seraient issus d'un travail de modélisation hydrodynamique. En effet, elles reposent sur une logique d'extrapolation des tendances, y compris de la tendance d'émissions de nitrates par les pollueurs (agriculture, stations d'épuration, industrie). Or, les pratiques agricole ont largement évolué ces dernières années vers des systèmes de culture moins intensifs et moins polluants. La tendance de pollution devrait donc s'infléchir, inflexion dont les méthodes géostatistiques ne peuvent pas rendre compte. Cet exemple montre bien les limites de l'approche statistique qui, dans ce cas précis, risque de sur-estimer le niveau de pollution à l'horizon étudié.

Encadré 2 : Validation d'un modèle mathématique par un groupe d'expert : une exigence de la société

Dans le cadre de la formulation du SAGE nappes profondes en région aquitaine, un modèle hydrodynamique a été développé pour simuler l'impact de différents niveaux de prélèvements sur le risque d'intrusion d'eau salée en provenance de l'estuaire de la Gironde. Les conclusions des simulations réalisées à l'aide de ce modèle ont été contestées par certains acteurs de terrain pour qui le modèle était perçu comme une « boîte noire » peu transparente. Cette contestation a conduit les pouvoirs publics à faire analyser et valider le modèle mathématique par un groupe d'experts afin de donner une légitimité incontestable aux éléments d'information apportés par les scientifiques. Cet exemple illustre bien la nécessité d'associer l'expertise à la modélisation pour augmenter la transparence et diminuer les risques de réfutation des conclusions des études lors de la phase de consultation du public.

Modéliser le fonctionnement d'un hydrosystème, qu'il s'agisse d'une rivière, d'un aquifère ou d'une zone humide, c'est avant tout faire des choix de représentation simplifiée d'une réalité toujours complexe. Le modélisateur choisit de représenter certains processus mais pas d'autres, choisit un pas de temps et un pas d'espace, un degré de précision, etc. Ces choix sont effectués en fonction de la densité et de la précision des données disponibles, de la précision souhaitée en résultat, des ressources humaines et financières dont il dispose, etc. De manière générale, et compte tenu du grand nombre d'études qui devra être réalisées pour construire les plans de gestion par bassin, les modèles qui seront développés devront rester simples et rapides à mettre en œuvre. Donc, on s'orientera vers des modélisations simples, de « dégrossissage » plutôt que vers des modélisations plus sophistiquées, exigeantes en données, en temps d'étude, en moyen financiers, à moins qu'un modèle existe déjà sur l'aquifère en question. Les paragraphes qui suivent tentent de proposer quelques éléments de réflexion pour guider la démarche de modélisation dans le cas des eaux souterraines.

La simplification de la modélisation d'un aquifère peut porter sur la majorité des éléments qui font partie du modèle. La liste sera propre à chaque cas étudié en fonction du contexte et des données disponibles. Aussi, la liste des simplifications qui est fournie ci-après, est donnée à titre indicatif :

- La géométrie des aquifères : pour un calcul d'ordre de grandeur, elle peut être décrite approximativement dans le modèle. Il conviendra seulement de respecter le volume

total, car c'est une caractéristique qui influera fortement sur l'inertie de la nappe et sur les temps de restauration de la qualité de la nappe.

- La répartition des paramètres hydrauliques : sur la plupart des aquifères, la délimitation de quelques secteurs de perméabilité homogène est généralement possible sans prendre en compte toutes les hétérogénéités de terrain.
- Les conditions aux limites seront à conserver : elles concernent les conditions de flux aux bordures des aquifères : alimentation, flux étanche.
- Dimension des mailles : la finesse du maillage est choisie en fonction de la densité et de la répartition spatiale des données dont on dispose (données piézométriques, mesures de qualité de l'eau) ; elle dépend également de la précision que l'on attend du modèle : plus le maillage sera fin, plus les résultats du modèles pourront prétendre être précis.
- Nombre de couches : dans un aquifère multicouche, l'hydrogéologue pourra envisager de regrouper certaines couches ensemble.
- Alimentation de l'aquifère. Les valeurs régionales seront reprises.
- Calage du modèle : un calage global peut être retenu pour des calculs préalables. Il portera sur la conformité des sens d'écoulement, des gradients et des fluctuations piézométriques annuelles.
- Simulations : les calculs en régime permanents seront bien évidemment inadaptés pour les évaluations aux différentes échéances. Les calculs seront donc réalisés en régime transitoire.

Le guide méthodologique produit par le groupe européen WATECO n'aborde pas cette question de « l'évaluation du risque de non atteinte de l'objectif ». Celle-ci relève plutôt du groupe de travail « Impacts et pressions » (IMPRESS). Les remarques formulées ci-dessus devront donc être confrontées aux recommandations produites par ce groupe.

1.3. ANALYSE COUT-EFFICACITE

L'analyse coût-efficacité a pour objectif d'identifier, parmi des programmes de mesures, celui qui permet de **minimiser l'écart à l'objectif** de bon état **au moindre coût**. Elle consiste à calculer pour chaque programme alternatif un **ratio** égal au coût total du programme sur son effet ; les différents programmes peuvent ensuite être hiérarchisés selon la valeur prise par ce ratio. Le guide méthodologique attire l'attention sur les étapes suivantes (Annex IV. pp37-46) :

1.3.1. Choix d'une échelle spatiale

Référence guide : Annex IV pp. 1-6.

Le guide méthodologique précise que l'analyse coût-efficacité doit être réalisée à l'échelle spatiale à laquelle se pose le problème de gestion qui nécessite la mise en place de mesures supplémentaires. Si cette échelle est celle de la masse d'eau, il faut néanmoins s'assurer que l'ensemble des coûts économiques sont pris en compte, y compris ceux supportés par des acteurs situés en dehors de la zone d'étude. En cas de très forte interdépendance entre

plusieurs masses d'eau, l'analyse économique devra être réalisée à l'échelle du district hydrographique.

1.3.2. Evaluation des coûts des mesures

Référence au guide : Annex IV pp. 9-22.

L'évaluation des coûts associés à un programme de mesure doit prendre en compte les coûts financiers et les coûts environnementaux autres que ceux induits par la restauration de la qualité de l'eau.

Les **coûts financiers** peuvent être décomposés comme suit :

- les coûts directs, supportés par les acteurs mettant en œuvre le programme de mesure ; ils incluent les coûts liés aux investissements (montant des actifs immobilisés, coût d'opportunité de l'argent investi⁴), les coûts de fonctionnement et de maintenance de ces infrastructures et les coûts de gestion, de suivi, d'administration (coût de personnel, de systèmes d'information requis pour appliquer des mesures économiques ou réglementaires par exemple) ;
- les coûts financiers indirects, supportés par d'autres acteurs ; il s'agit par exemple des pertes de productivité subies par des utilisateurs d'eau affectés par de nouvelles mesures réglementaires ou tarifaires (agriculture, industrie), ou encore de la perte de surplus économique pour les ménages subissant une hausse du prix de l'eau potable (pour une illustration de ce dernier type de coût, voir le test réalisé par l'Agence de l'Eau Adour Garonne).

Les **coûts environnementaux** sont ceux liés à une nouvelle dégradation environnementale que pourraient entraîner les mesures étudiées : pollution sonore, dégradation de paysage, consommation d'énergie entraînant une émission de CO₂, disparition d'une espèce aquatique, etc. En revanche, les coûts environnementaux liés à la dégradation (ou la non restauration) de la ressource en eau ne doivent pas être pris en compte puisqu'ils sont déjà intégrés dans l'analyse dans la partie « efficacité » du ratio « coût-efficacité ».

D'un point de vue méthodologique : pour recenser l'ensemble de ces coûts financiers et environnementaux et rassembler les informations nécessaires à leur quantification, il est indispensable de recueillir et de **confronter le point de vue des acteurs** situés sur la masse d'eau (ou le bassin selon l'échelle d'analyse choisie). Ceci peut être réalisé au moyen d'entretiens individuels au cours desquels on demande à l'acteur interrogé (i) d'identifier les avantages et inconvénients de différents programmes de mesure, (ii) de préciser qui en subirait les inconvénients et (iii) de préciser la dimension économique de ces avantages et inconvénients.

1.3.3. Evaluation de l'efficacité des mesures

L'efficacité est définie comme le ratio de l'effet des mesures sur l'objectif à atteindre. La valeur de l'efficacité d'un scénario dépend donc essentiellement du critère utilisé pour définir l'objectif.

⁴ C'est à dire le montant des intérêts qui auraient pu être perçus en plaçant le capital sur le marché (avec une hypothèse de taux moyen).

Par exemple, considérons un aquifère donné dont la concentration initiale en nitrates est $[NO_3] = C_o$. L'objectif est défini par le gestionnaire comme suit : « restaurer une concentration en nitrates égale à 40 mg/l ». L'efficacité de divers scénarios S_i conduisant à des teneurs moyennes en nitrates C_i est égale à :

$$\text{Efficacité}(S_i) = C_i - C_o$$

Si par contre on définit l'objectif comme suit : « restaurer les 870 hectares sur lesquels l'eau présente une teneur en nitrates supérieure à 50 mg/l », l'efficacité de divers scénarios S_i conduisant à la restauration de Z_i hectares sera égale à :

$$\text{Efficacité}(S_i) = Z_i - Z_o$$

L'évaluation de l'efficacité des programmes de mesures envisagées suppose de disposer d'une évaluation quantifiée de l'effet des mesures comparées. Cette évaluation peut être réalisée sur la base d'avis d'experts (voir la définition ci-dessus) ou en utilisant un modèle mathématique de simulation. Dans les deux cas, il est important d'assortir l'estimation de l'efficacité d'une marge d'incertitude.

1.3.4. Hiérarchisation des mesures

La hiérarchisation des scénarios envisagés se fait sur la base d'une comparaison des valeurs prises par le ratio « coût sur effets ». Les effets correspondent à l'amélioration entraînée par les mesures. En reprenant l'exemple précédent d'une nappe polluée par les nitrates, l'effet de chaque scénario sera égal à $\Delta C = C_o - C_i$ et exprimé en mg/l ; le ratio coût-efficacité sera égal à : $\frac{\text{coût}}{C_o - C_i}$ et exprimé en Euros par mg/l.

L'exemple ci-dessus peut être illustré par les résultats d'une étude de recherche réalisée par l'INRA⁵ dans laquelle plusieurs types de mesures agri- environnementales sont envisagées. L'efficacité de chacune de ces mesures est estimée en utilisant un modèle hydrologique simplifié. Le coût de chaque programme est évalué en accordant une importance toute particulière aux pertes de revenus subies par les agriculteurs. Ces coûts sont comparés à l'efficacité et hiérarchisés selon le critère suivant « coût total / réduction de la pollution émise en tonnes d'azote ». Le tableau ci-dessus montre que les mesures envisagées permettent toutes d'atteindre l'objectif de bon état (fixé à 50 mg/l) en moyenne et que la meilleure option au regard du critère coût efficacité retenu est la première.

Scénario	1	2	3	4	5
[NO3] moyenne dans la nappe (simulé)	44	31	32	35	27
Réduction de la pollution émise (en tonnes)	495	822	797	634	920
Coût total (M€)	3.5	6.6	6.7	7.1	8.3
Coût/ kg azote non émis	7.04	7.99	8.44	8.92	9.03

Tableau 1 : Comparaison coût efficacité de différentes mesures agri- environnementales.

⁵ Voir l'article Bel, Lacroix et Mollard (2001) The public policies for reducing nonpoint water pollution between equity and efficiency. *International Journal of Water* 1(2) : 228-242.

1.3.5. La prise en compte du temps

La **dimension temporelle** peut être prise en compte de deux manières dans l'analyse coût-efficacité :

- la première approche consiste à définir un objectif à atteindre à une date donnée (2015 dans le cas de la Directive). On compare les scénarios sur la base de la valeur prise par le ratio « coûts sur effets à la date donnée ». Dans ce cas, on ne regarde pas combien de temps supplémentaire serait nécessaire pour atteindre l'objectif pour chaque scénario.
- la seconde approche consiste à définir un objectif devant être atteint sur une période assez longue mais fixée. On compare alors des scénarios qui conduisent à différents niveaux de résultats sur des durées différentes. Le calcul des coûts prend alors en compte la durée puisque certains coûts sont des fonctions croissantes du temps pendant lequel la masse d'eau reste dans un état dégradé.

Dans certains cas, il est possible que le classement des scénarios s'inverse selon l'approche considérée (voir *Encadré 3*).

Le choix d'approche réalisé à ce stade de l'analyse économique a une implication forte sur la démarche d'ensemble. En effet, si l'on adopte la seconde approche, **on justifie le choix des dérogations en matière de report d'échéance en s'appuyant sur l'argument « coût-efficacité »**.

Dans la suite de cette étude, nous avons opté pour la première approche ; notons cependant que la seconde est également possible et en aucun cas contraire aux recommandations du guide (voir annex IV. I. p 39).

Encadré 3 : Prise en compte de la dimension temporelle dans l'analyse coût efficacité

Soit une nappe phréatique polluée par des sites industriels sur une surface de 50 hectares et pouvant être restaurée en installant des puits de dépollution ou par des traitements biologiques (injection de bactéries in situ). Le premier programme de mesure proposé consiste à installer 20 puits pour une capacité de pompage totale de 1800 m³/h ; il permet d'atteindre l'objectif en 2015. Le second programme de mesure consiste à installer 5 puits (capacité de 450 m³/h) permettant d'éviter la propagation de la pollution et à traiter par la méthode biologique ; il permet d'atteindre l'objectif en 2021 ; en 2015, seulement 15 hectares sont restaurés.

Le coût du premier programme de mesure est égal à l'investissement relatif au forage des 20 puits et à leur fonctionnement sur 13 ans, soit un total de 8 M€. Le coût du second programme est égal à l'investissement relatif au 5 puits, à leur fonctionnement sur 18 ans et au coût du traitement biologique in situ, soit un total de 4 M€ ; le coût partiel en 2015 est de 3 M€

Le ratio coût-efficacité des deux programmes est respectivement de 8/50 (0.16 M€ par hectare restauré) et 3/15 (0.2 M€/ha) en 2015, ce qui conduit à préférer le scénario 1. A la date 2020, le ratio du premier programme est inchangé mais celui du second est égal à 4/50 (0.08 M€/ha) ce qui le rend préférable au premier scénario à condition d'accepter un report d'échéance de 6 ans.

1.4. LA QUESTION DES COÛTS DISPROPORTIONNÉS

Dans cette section, nous passons successivement en revue les parties de la directive et du guide méthodologique en rapport avec la question des coûts disproportionnés, puis nous soulignons les différentes interprétations qui peuvent en être faites.

1.4.1. Ce que dit la Directive

Dans le cas où une ou plusieurs masses d'eau souterraines s'avèrent être trop dégradées (d'un point de vue qualitatif ou quantitatif) pour que l'Etat membre puisse assurer sa restauration, la directive prévoit que celui-ci peut fixer, sous réserve de justification :

- soit un report d'échéance pour la réalisation des objectifs qui peut alors intervenir au terme du deuxième ou troisième plan de gestion,
- soit un objectif moins ambitieux, cette stratégie ne pouvant être retenue qu'en dernier ressort.

• Justification économique d'une demande de délai supplémentaire

La possibilité de report d'échéance pour cause de « coût exagéré » est introduite dans les termes suivants :

art. 4 §4-a-iii « les échéances indiquées au paragraphe 1 peuvent être reportées aux fins d'une réalisation progressive des objectifs pour les masses d'eau, à condition que l'état des masses d'eau concernées ne se détériore pas d'avantage » s'il est prouvé que « l'achèvement des améliorations nécessaires dans les délais indiqués serait **exagérément coûteux** ».

Cette possibilité de report reste soumise à trois conditions supplémentaires :

art. §4-b « le report de l'échéance et les motifs de ce report sont explicitement indiqués dans le plan de gestion de district hydrographique requis aux termes de l'article 13 »

☛ Ceci veut dire que lorsque les Etats membres souhaiteront obtenir une dérogation en invoquant le caractère disproportionné du coût des mesures à mettre en œuvre, les études économiques appuyant cette demande devront avoir été réalisées au plus tard en 2009 (date butoir pour la publication des plans de gestion hydrographique) ; ceci souligne l'importance stratégique de disposer d'une méthodologie robuste pour réaliser à temps de telles études économiques indispensables à la demande de dérogation.

art. §4-c « les reports sont limités à un maximum de deux nouvelles mises à jour du plan de gestion hydrographique sauf dans le cas où les conditions naturelles sont telles que les objectifs ne peuvent être réalisés dans ce délai »

☛ Ceci implique que, pour justifier d'un report au delà de 2021 (2 reports de 6 ans au delà de 2009), les Etats membres devront être en mesure de prouver que les conditions naturelles justifient la demande de dérogation supplémentaire, donc de disposer d'une expertise minimale permettant de caractériser le volume du réservoir, ses caractéristiques hydrauliques, des vitesses d'écoulement et de sa recharge, etc.

art.4 §4-d « un résumé des mesures requises en vertu de l'article 11 qui sont jugées nécessaires pour amener progressivement les masses d'eau à leur état requis dans le délai reporté [...] et le calendrier prévu pour leur mise en œuvre sont indiqués dans le plan de gestion [...] ».

☛ Bien qu'ayant la possibilité d'obtenir un report, les Etats membres ne sont donc pas dispensés de l'élaboration d'un programme de mesures précis dès 2009.

- **Justification économique d'une demande d'objectifs moins stricts**

La possibilité de choisir des objectifs moins stricts pour cause de coûts disproportionnés est précisée dans les termes suivants :

art. 4 §5 « Les Etats membres peuvent viser à réaliser des **objectifs moins stricts** que ceux fixés au paragraphe 1, pour certaines masses d'eau spécifiques, lorsque celles-ci sont tellement touchées par l'activité humaine, déterminée conformément à l'article 5, paragraphe 1, ou que leur condition naturelle est telle que la réalisation de ces objectifs serait impossible ou d'un **coût disproportionné** »

Cette possibilité reste soumise à quatre conditions supplémentaires :

art. 4 §5a « les besoins environnementaux et sociaux auxquels répond cette activité humaine ne peuvent être assurés par d'autres moyens constituant une option environnementale meilleure et dont le coût n'est pas disproportionné, »

art. 4 §5b « Les Etats membres veillent à ce que :

- les eaux de surface présentent un état écologique et chimique optimal [...]
- les eaux souterraines présentent des modifications minimales par rapport à un bon état de ces eaux compte tenu des incidences qui n'auraient raisonnablement pas pu être évitées à cause de la nature des activités humaines ou de la pollution ; »

art. 4, §5c « aucune autre détérioration de la masse d'eau ne se produit »

art. 4, § 5d « les objectifs environnementaux moins stricts sont explicitement indiqués et motivés dans le plan de gestion de district hydrographique [...] et ces objectifs sont revus tous les six ans »

1.4.2. La logique de justification des dérogations proposée par le guide

Le guide méthodologique cherche à expliciter le raisonnement à suivre pour justifier une dérogation sur la base de l'argument de coûts disproportionnés en posant les principes suivants (voir annexe IV.I p 67-73) :

- 1- le critère principal à utiliser pour déterminer si le coût d'un programme de mesure est disproportionné ou non est le **rapport entre le coût du programme et les bénéfices économiques qu'il génère**, y compris les coûts environnementaux;
- 2- l'évaluation des coûts et des bénéfices doit inclure des éléments quantifiés en unités monétaire et d'autre évalués de manière plus qualitative ; de ce fait, l'évaluation du solde « coûts moins bénéfice » ne saurait être réduite à une opération arithmétique ; elle laisse au contraire une **grande liberté de jugement** au décideur dans son appréciation de ce solde ;
- 3- les Etats Membres peuvent également utiliser comme critère secondaire « **la capacité à payer de ceux affectés par les mesures** » pour justifier les dérogations ;

- 4- le caractère disproportionné ou non d'un programme de mesure sera évalué au cas par cas par les Etats Membres ; le guide reconnaît qu'il s'agit d'une décision de **nature politique** (annexe IV.I p 69) pouvant être éclairée par de l'information économique.

Le guide propose ensuite une trame logique formalisée sous forme d'un diagramme résumant les étapes du raisonnement à suivre pour justifier une dérogation (annexe IV.I. p 73). Ce raisonnement peut être résumé comme suit⁶ :

- 1- Ayant montré que les mesures actuelles sont insuffisantes pour atteindre le bon état en 2015, l'Etat Membre identifie les différentes mesures permettant techniquement d'atteindre cet objectif à cette date, les compare au regard d'un critère de coût-efficacité et sélectionne la meilleure option.
- 2- Pour cette option, il compare les coûts aux bénéfices engendrés par la restauration de la masse d'eau ; si les bénéfices sont supérieurs aux coûts, alors il doit mettre en œuvre le programme de mesure ; si les coûts excèdent les bénéfices **de manière significative**, il peut considérer que restaurer la qualité de la masse d'eau **à cette échéance** n'est pas désirable d'un point de vue social (approche de type économie politique dans laquelle on considère que le décideur public doit chercher à maximiser le bien être collectif) ; il doit alors rechercher une option moins coûteuse permettant d'atteindre l'objectif avec un report d'échéance.
- 3- L'Etat Membre identifie différents programmes de mesures permettant techniquement d'atteindre l'objectif en 2021 ; il les compare en terme de coût-efficacité et choisit la meilleure option ; pour cette option, il compare les coûts aux bénéfices, **ces deux éléments étant estimés à nouveau pour une durée de restauration de 12 ans** (au lieu de 6 dans l'étape précédente) ; si les bénéfices sont supérieurs au coûts, alors l'Etat Membre met en œuvre les mesures ; sinon, il doit rechercher une option moins coûteuse permettant d'atteindre l'objectif avec un nouveau report d'échéance ;
- 4- L'Etat Membre répète les étapes du point 3 en cherchant à atteindre l'objectif en 2027 ; si le coût du meilleur programme de mesure s'avère supérieur au bénéfices de manière significative, alors l'Etat Membre peut justifier une dérogation d'objectif ; il doit alors entreprendre une analyse économique permettant de calculer la valeur du solde « coûts moins bénéfices » pour différents niveaux d'objectif atteints en 2015. Le niveau retenu sera celui pour lequel les coûts sont égaux aux bénéfices.

Le schéma présenté dans la *Figure 2* reprend ces principales étapes du raisonnement.

1.4.3. Quelques remarques à propos de cette approche

L'application de ce raisonnement conduit à réaliser (au plus) trois cycles successifs d'analyse économique comprenant chacun une analyse coût-efficacité et une analyse coûts-bénéfices. Elle est par conséquent relativement lourde à mettre en œuvre, bien qu'une partie de l'information produite et analysée lors du premier cycle soit réutilisable dans les suivants.

⁶ Le raisonnement présenté dans les paragraphes qui suivent est relativement plus complet que celui présenté dans le guide (cf conclusion générale).

De plus, avec le raisonnement proposé dans le guide, la justification d'une dérogation dépend entièrement de la valeur relative des coûts et des bénéfices ; la capacité à payer des acteurs n'est pas considérée comme une contrainte permettant de justifier une dérogation (elle n'apparaît pas dans le schéma p. 73). Au contraire, l'hypothèse sous jacente (mais non explicitée) est que cette contrainte peut être résolue par des transferts de l'Etat vers les acteurs privés, ceux-ci se justifiant entièrement d'un point de vue économique à partir du moment où ils permettent de mettre en œuvre une solution socialement désirable.

En conclusion, nous soulignerons que le schéma du guide (box 5, annexe IV.I) ne constitue pas un résumé fidèle de l'ensemble de l'annexe sur les coûts disproportionnés. En particulier, **il ne précise pas que l'analyse coût-efficacité doit être réalisée pour chaque pas de temps** (2015, 2021 et 2027). Il ne précise pas non plus la manière dont le décideur doit tenir compte de la capacité à payer des acteurs

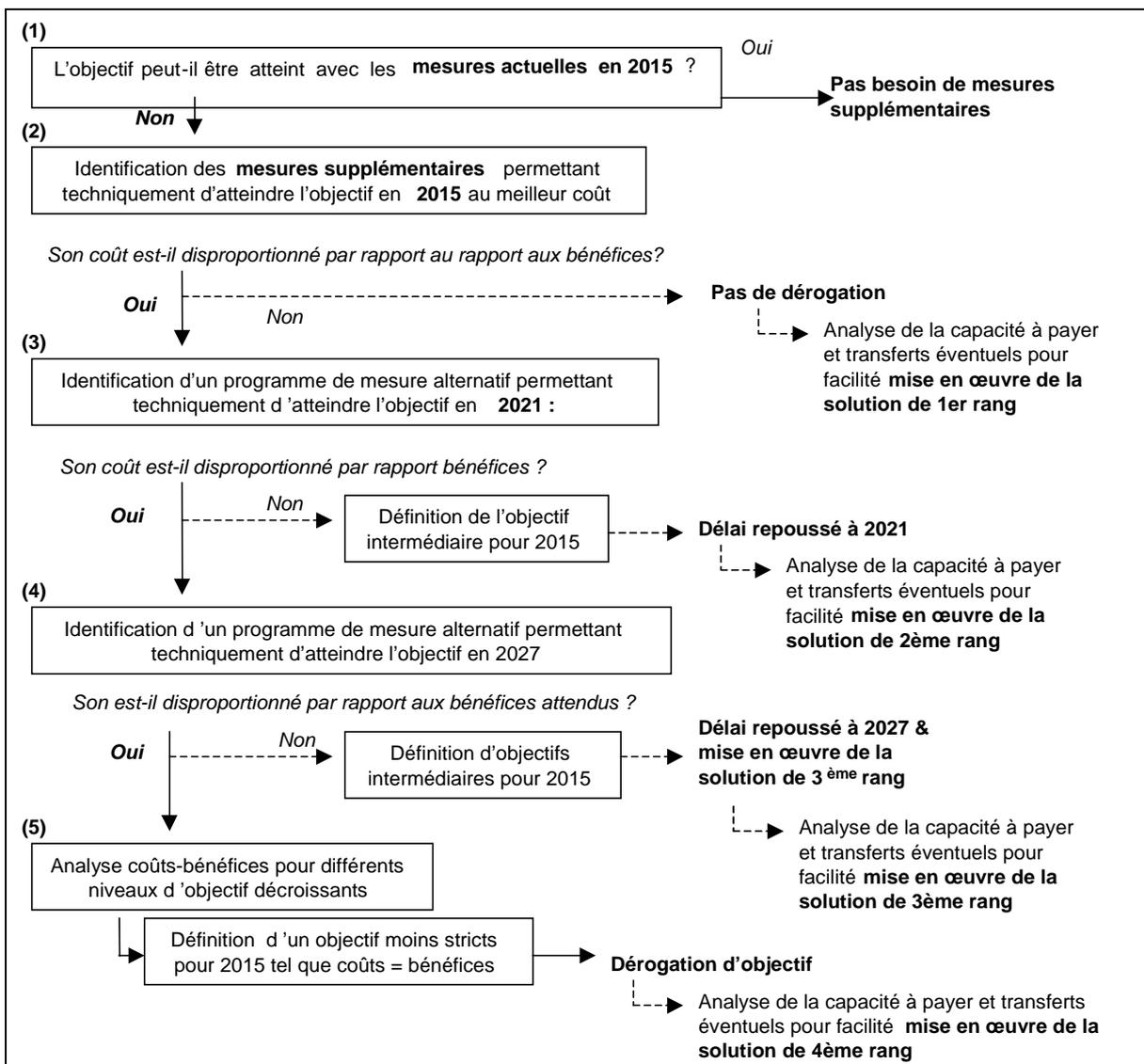


Figure 2 : Choix d'un type de dérogation avec l'approche « économie publique »

- **Une approche alternative**

Une approche alternative, fidèle à l'esprit de la directive car reposant sur le **principe de précaution** peut également être défendue. Elle consiste à reconnaître qu'il existe d'importantes incertitudes sur les effets de la pollution des nappes phréatiques (notamment sur la santé). Du fait de ces incertitudes, l'évaluation des dommages évités (et donc des bénéfices associés à restauration des nappes) est un exercice difficile qui risque de conduire à une sous-évaluation des dommages évités; par conséquent. Il peut donc être souhaitable de restaurer la qualité de toutes les masses d'eau *par précaution* si le coût de cette restauration est supportable (ou acceptable) par les acteurs.

Cette approche consiste donc à **analyser en premier lieu la capacité à payer des acteurs avant d'évaluer les coûts et bénéfices**. Si les acteurs peuvent supporter le coût de restauration d'une masse d'eau, alors l'Etat Membre doit mettre en œuvre les mesures nécessaires, même si les coûts sont supérieurs aux bénéfices. Si en revanche, la capacité des acteurs est jugée insuffisante, alors l'Etat Membre doit envisager la possibilité de viser des objectifs moindres. Le recours à l'analyse coûts-bénéfices est alors nécessaire pour identifier le niveau de pollution « optimal » d'un point de vue économique. Ce raisonnement soulève plusieurs questions relatives à la définition de la capacité à payer, questions que le guide identifie mais auxquelles il ne répond pas :

1- Comment doit-on définir la capacité à payer ?

- D'un point de vue strictement économique, on peut définir la capacité financière des acteurs économiques (les producteurs : agriculteurs, industriels, etc.) comme le sur-coût maximum qu'il peuvent supporter tout en maintenant un niveau de profit au moins égal à un seuil minimum (par exemple un taux d'intérêt de référence sur le marché) ; si le coût imposé au producteur (résultant de la mise en œuvre des mesures de restauration de la masse d'eau) dépasse ce seuil, alors il sera considéré «disproportionné ». Cette définition ne peut cependant pas s'appliquer aux consommateurs finaux (les ménages) qui ne maximisent pas une fonction de profit. Pour ces derniers, d'autres critères doivent être établis.
- La capacité financière à payer peut également être définie comme le consentement à payer, c'est à dire le sur-coût maximal acceptable d'un point de vue politique et social par les catégories d'usagers concernées.

2- A quelle échelle la capacité à payer doit-elle être analysée ?

La comparaison du coût d'un programme de mesures à la capacité à payer des acteurs ne conduira pas aux mêmes conclusions si on la pose à l'échelle de la masse d'eau, du bassin ou du pays. Un élément de réponse à cette question est fourni par le guide qui précise que l'on pourra considérer « *la capacité de payer de ceux affectés par les mesures* ». Cependant, la question relative à l'échelle posée dans l'encadré de la page suivante du guide (box 2, annex IV. P70) souligne que ce point n'est pas tranché.

3- Comment doit-on prendre en compte l'existence de subventions dans l'évaluation de la capacité à payer ?

La capacité à payer des acteurs concernés par les mesures n'est pas indépendante des transferts qui pourront éventuellement être réalisés en leur faveur (sous forme de subventions par exemples). Plus ces transferts seront élevés, plus les coûts seront acceptables au regard de la capacité à payer.

Il semblerait donc logique de définir la capacité à payer comme le coût maximum supportable hors subventions publiques. Ce point n'est pas précisé dans le guide

- **Le problème du financement des programmes de mesures**

Les éléments méthodologiques présentés ci-dessus supposent que la question des coûts disproportionnés (et des dérogations éventuelles) peut être abordée à l'échelle de chaque masse d'eau, sans prendre en compte les éventuelles contraintes financières que l'autorité compétente pour la formulation du plan de gestion devra intégrer dans sa décision. Autrement dit, on ne se préoccupe pas des contraintes financières auxquelles les décideurs publics peuvent avoir à faire face pour définir les dérogations. Il s'agit ici d'un choix volontaire, reflétant une volonté de séparer l'analyse économique à proprement parler de la construction du plan de gestion, lequel devra nécessairement inclure un volet financier.

1.4.4. Cadre méthodologique pour évaluer les bénéfices

Nous reprenons ci dessous les principaux éléments méthodologiques proposés par le guide pour évaluer les bénéfices en essayant de les illustrer par des exemples concrets. Les éléments relatifs à l'évaluation des coûts, décrits ci-dessus, ne sont pas repris.

- **Typologie des bénéfices et méthodes d'évaluation**

Se situant dans une perspective de type économie publique, le guide définit un bénéfice comme une **augmentation de bien être** retirée par la société du fait de l'amélioration de la qualité environnementale d'une masse d'eau. Une typologie des bénéfices, proposée dans le guide (box 1, annexe IV.I p 48) est résumée ci-dessous :

- *les bénéfices d'usage direct* : il s'agit des avantages retirés par les usagers de la masse d'eau dont on restaure la qualité. Ces avantages peuvent être financiers lorsque l'eau entre dans un processus de production (agriculture, industrie, production d'eau potable), leur évaluation est alors relativement aisée car on peut avoir recours à des prix de marché (voir **Encadré 4** pour une illustration concrète). Dans d'autres cas, ils se traduisent par une augmentation du niveau de satisfaction de certains usagers sans toutefois générer des avantages financiers ; leur évaluation est dans ce cas plus difficile et nécessite de mettre en œuvre des méthodes d'évaluation indirectes (méthode des prix hédonistes, méthode des coûts de déplacement, méthode d'évaluation contingente).
- *les bénéfices d'usage indirect* : il s'agit des avantages retirés par des acteurs n'utilisant pas la ressource mais dont le degré de satisfaction dépend de la qualité de celle-ci. Par exemple, la restauration de la qualité de l'eau d'une rivière ayant un impact positif sur la faune et la flore est susceptible de conduire à une évolution positive du paysage et de la biodiversité, évolution qui sera perçue comme un bénéfice par des acteurs n'utilisant pas directement l'eau de la rivière. Certains de ces bénéfices peuvent avoir des retombées financières (par exemple une augmentation de la valeur de l'immobilier le long de la rivière) et d'autre non financière (plus grande satisfaction des promeneurs).
- *les bénéfices d'usage futurs* : il s'agit de la valeur anticipée de la ressource pour des usages futurs; cette valeur reflète l'incertitude qui caractérise l'évolution de la demande mais aussi la disponibilité future des ressources actuellement utilisées. Ce bénéfice peut être évalué sur la base d'analyses prospectives. Bien que n'ayant pas

connaissance de l'existence de ce type d'études, nous en proposons un exemple fictif (Encadré 5).

- *les bénéfiques de non usage* : chaque individu peut accorder une certaine valeur au fait qu'une ressource naturelle existe indépendamment du fait qu'il l'utilise ou prévoie de l'utiliser. Cette valeur se décompose en une valeur d'existence et une valeur de legs. La première reflète la satisfaction générée par le fait qu'un bien environnemental existe (par exemple, une espèce tropicale rare en voie de disparition peut avoir une valeur pour un individu qui ne la verra jamais) tandis que la seconde est liée à la satisfaction retirée du simple fait de léguer un patrimoine naturel aux générations futures. L'évaluation de la valeur de non usage ne peut être réalisée qu'au moyen d'évaluations contingentes. Un exemple d'application de cette méthode à la nappe phréatique d'Alsace sera présentée dans une section suivante de ce rapport.

Encadré 4 : Exemple concret d'évaluation des bénéfices d'usage direct

Considérons une nappe d'une surface de 100 km², de 20 m de profondeur et d'une porosité de 10 % (soit un volume total de 200 millions de m³), fortement polluée, et utilisée pour alimenter une agglomération en eau potable. Cette nappe peut être restaurée à l'horizon 2015 en mettant en œuvre des mesures dont le coût total (actualisé) est de 75 millions d'Euros (sur 15 ans).

Du fait de son renouvellement naturel, et en supposant que l'Etat membre applique la législation en vigueur pour réduire les émissions de polluant, les hydrogéologues estiment que cette nappe pourrait théoriquement atteindre le bon état en 2070. Si l'on ne met pas en œuvre les mesures de restauration, les usagers devront donc traiter l'eau pendant 55 ans, à un coût supposé constant par soucis de simplification (0.8 €/m³). Le volume prélevé dans cette nappe en 2000 est 1 million de mètres cubes, la croissance de la demande est supposée être 1% par an. En prenant un taux d'actualisation variant entre 2 et 5%, le coût total actualisé de traitement de l'eau sur une durée de 55 ans est compris entre 10 et 32 millions d'Euros. Ce coût pouvant être évité par la mise en œuvre du programme de mesures représente un bénéfice d'usage direct.

Si la restauration de la nappe ne génère aucun autre bénéfice, on pourra conclure que les bénéfices sont inférieurs au coût du programme de mesure et qu'une dérogation est justifiable.

Encadré 5 : exemple d'analyse prospective permettant d'évaluer la valeur d'usage futur d'une ressource

L'économie de la région de la moyenne vallée du fleuve Hérault dépend actuellement d'une nappe alluviale (eau potable, industrie). Du fait de la forte croissance démographique attendue dans cette zone (2 à 3% par an) et du développement économique qui l'accompagne, cette ressource aujourd'hui suffisante risque d'une part, de ne plus pouvoir satisfaire les besoins d'ici une décennie et d'autre part, d'être soumise à des pollutions croissantes. De ce fait, l'aquifère karstique des cent fonts, aujourd'hui totalement inutilisé, sera probablement exploité. Il a donc dès aujourd'hui une certaine valeur liée à cette perspective d'usage futur (que les économistes appellent la valeur d'option).

Cette valeur peut être estimée comme suit. Compte tenu des hypothèses présentées ci-dessus, on suppose que la demande future sera voisine de 2 millions de m³ par an. Si l'aquifère karstique n'est pas exploité, les acteurs économiques devront traiter l'eau du Rhône (disponible via le canal Philippe Lamour), ce qui implique un coût voisin de 0.5 €/par mètre cube. Disposer de l'eau du karst permettrait donc d'éviter ce coût, le bénéfice associé est donc de l'ordre de 1 M€/par an.

- **Actualisation des bénéfices**

Les bénéfices pouvant s'étaler dans le temps sur de longues période, ils doivent être actualisés de manière à rendre compte de la préférence pour le présent des acteurs économiques. En notant le taux d'actualisation r , $B(t)$ le montant du bénéfice annuel de l'année t , et T la durée pendant laquelle on analyse les bénéfices, le bénéfice total sur la période T s'écrit :

$$B = \sum_{t=1}^T \frac{B_t}{(1+r)^T}$$

- **Combiner l'évaluation monétaire et qualitative des bénéfices**

Compte tenu des difficultés méthodologiques liées à l'évaluation monétaire de tous les bénéfices identifiés ci-dessus (en particulier non marchands), du caractère coûteux de ces évaluations (grandes consommatrices de données et d'enquêtes) et des incertitudes attachées aux résultats qu'elles produisent, il serait prudent de ne pas chercher à systématiquement évaluer en unités monétaires tous les bénéfices et à en faire la somme arithmétique pour la comparer numériquement à la valeur des coûts. Nous suggérons au contraire que l'analyse coûts-bénéfices soit réalisée de manière plus qualitative, prenant en compte d'autres critères comme par exemple :

- un indicateur de **l'importance patrimoniale** de la masse d'eau considérée . En l'absence d'étude économique plus poussée (de type évaluation contingente), un tel indicateur de type qualitatif (valeur patrimoniale forte, moyenne, faible) permet d'évaluer qualitativement les bénéfices de non usage et les bénéfices d'usages futurs. L'attribution d'une valeur à ce critère peut se faire en cherchant à répondre aux questions suivantes : s'agit-il d'une réserve significative au niveau régional (en terme de qualité ou de quantité d'eau) ou au contraire d'une réserve mineure au regard des autres masses d'eau présentes dans la même zone ? Compte tenu de l'évolution attendue des usages de l'eau dans les décennies à venir, cette ressource doit-elle être considérée comme un élément important du patrimoine naturel ? Il est évident que le choix de l'échelle géographique est déterminante : la même masse d'eau se verra attribuer une valeur patrimoniale différente si l'on raisonne à l'échelle nationale, à l'échelle du grand bassin, à l'échelle de la région ou à celle de la zone homogène. Cette dernière échelle, telle qu'elle est définie et illustrée dans le récent rapport de l'Agence Rhône Méditerranée Corse⁷ nous semble être l'échelle la plus pertinente car elle représente un zone homogène du point socio-économique et du point de vue des conditions naturelles.
- un indicateur de **l'importance économique** de la masse d'eau à l'échelle d'une zone géographique peut également être utilisé. Cette importance peut être mesurée par exemple par le pourcentage d'utilisateurs d'eau dépendant de cette masse d'eau à l'échelle régionale (% des ménages, % des industries, % des agriculteurs, etc.). Une illustration est présentée ci-dessous.

⁷ Gorin, O et Romette, F (2002). Quelle échelle territoriale pour mener l'analyse économique de la directive du 23 octobre 2000 ? Juin 2002. Lyon : AERMC.

Encadré 6: Importance patrimoniale et économique des masses d'eaux souterraines en Alsace

Le fossé rhénan, comprenant les bassins versants de surface des Vosges, la plaine d'Alsace jusqu'au seuil de Belfort et à la frontière suisse, représentent une zone économiquement homogène qui regroupe quatre principales masses d'eau souterraines (les aquifères de la plaine alluviale d'Alsace, du Sundgau, du Jura Alsacien, du Pliocène, des grès du Trias et cristallins des Vosges) et plusieurs masses d'eau de surface. Nous pouvons affecter une valeur patrimoniale (de 1 à 5) à chacune de ces masses d'eau en fonction du potentiel d'utilisation qu'elle représente pour les générations futures et une valeur économique en fonction de l'importance de ses usages actuels et prévus (cf tableau ci-dessous).

Masse d'eau	Importance patrimoniale	Importance économique
Alluvial quaternaire et pliocène	5/5 (grandes réserves, qualité, protection)	5/5 (alimente 75% population et 80% industrie)
Sundgau et karst du Jura	2/5 (faible réserve)	2/5 exploité pour l'AEP, autres ressources déjà utilisées en complément car problèmes de pollution diffuse
Grès du trias	4/5 (forte réserve)	1/5 peu utilisé (en Alsace)
Cristallin	1/5 (faible réserves, vulnérable)	4/5 très utilisé (1500 sources)

Supposons que l'on doive mettre en œuvre un programme de protection / restauration d'un coût de 100 millions d'Euros pour restaurer l'une de ces masses d'eau : ce coût ne sera pas considéré comme étant disproportionné s'il s'agit de restaurer ou protéger l'aquifère quaternaire ou pliocène, compte tenu de son importance patrimoniale et économique. Par contre, il pourrait être jugé disproportionné s'il s'agit de restaurer la qualité de l'eau dans le Sundgau ou de protéger le karst du Jura Alsacien.

2. Application au bassin potassique

2.1. UN PROBLEME DE POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

2.1.1. Le contexte

La méthodologie décrite ci-dessus a été appliquée à la nappe phréatique du bassin potassique d'Alsace, située dans la région de Mulhouse. Cette nappe alluviale, qui fait partie de la nappe alluviale de la plaine du Rhin (« la nappe d'Alsace »), est fortement contaminée par du sel (chlorure de sodium) issu des terrils des mines de potasse. Riches en sel, les résidus de l'activité minière, déposés en de nombreux terrils, ont été lessivés par les pluies, générant des panaches de pollution qu se sont progressivement allongés (voir la carte de la Figure 3).

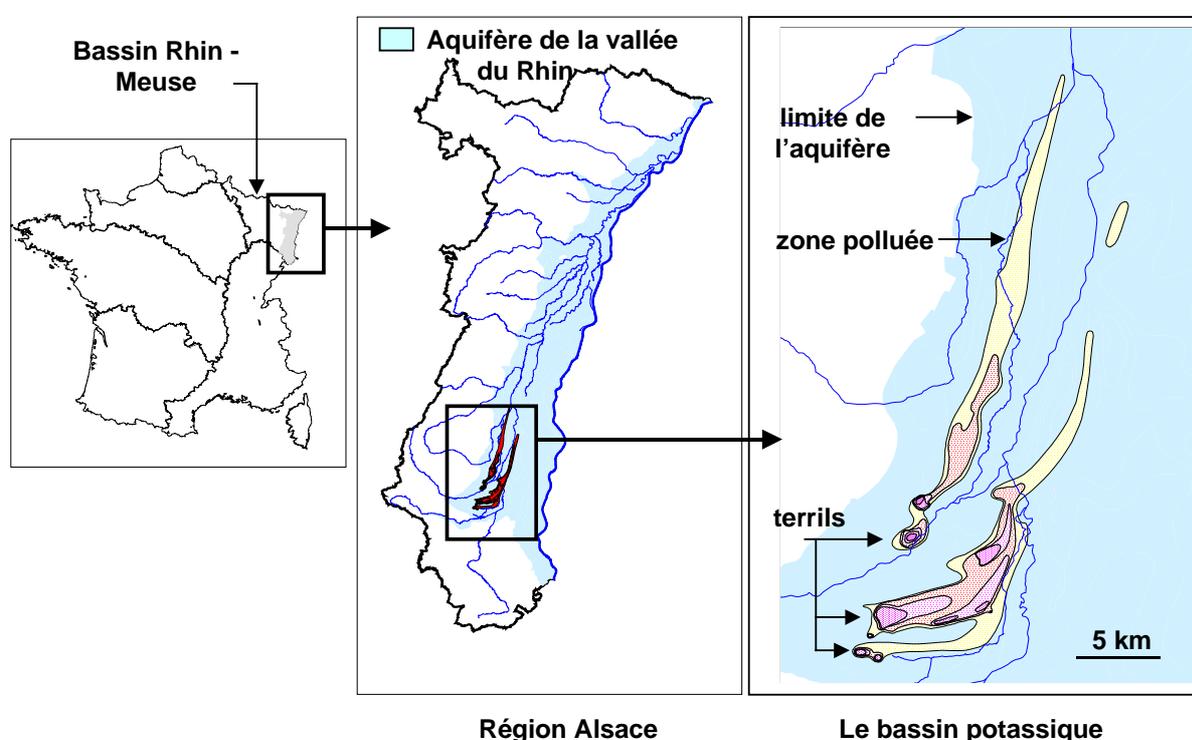


Figure 3 : Localisation du site d'étude et distribution de la pollution.

2.1.2. Les mesures de restauration mises en oeuvre

Depuis les années 1970, un ensemble de mesures visant à restaurer la qualité de la nappe a été mis en oeuvre:

- pour éviter toute nouvelle propagation de la pollution en installant des puits de fixation qui pompent l'eau salée et évitent son écoulement vers l'aval ;
- pour réduire l'émission à la source en étanchéifiant les terrils les moins salés (au moyen de géo-membrane ou couverture végétale) et en accélérant la dissolution des terrils les plus salés ; la dissolution accélérée permet de supprimer les terrils en

quelques années (de 3 à 11 ans selon la taille) tout en récupérant l'essentiel du sel dissous par un système de drain et de puits de fixation. La saumure recueillie est envoyée dans le Rhin par le saumoduc. Pendant la période de dissolution accélérée, les terrils continuent d'émettre dans la nappe un flux de pollution au moins égal au flux qu'ils émettaient avant la dissolution, en raison de fuites (tous le sel dissous n'est pas intercepté par les drains et les puits de fixation).

- pour extraire le sel déjà infiltré dans la nappe au moyen de puits de dépollution installés dans les zones où la nappe présente les plus fortes concentrations en sel.
- pour accélérer la dilution de la pollution en augmentant la recharge de la nappe, notamment par un soutien du débit d'étiage des cours d'eau qui traversent les zones salées.

Ces mesures, supervisées par la Commission Inter-Services des Contrôles des Rejets des MDPAs, ont été financées par l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, le Conseil Régional d'Alsace et le fonds FEDER. Le suivi annuel de la pollution sous forme de cartes a montré l'efficacité de ces mesures. Un bilan de masse réalisé chaque année montre que 15% environ du sel restant dans la nappe est retiré chaque année. Cependant, les experts estiment qu'il existe un risque fort que la qualité de la nappe ne puisse pas être restaurée avant l'échéance de 2015 imposée par la directive.

2.1.3. La définition de l'objectif à atteindre

L'objectif de *bon état* de la nappe d'Alsace dans le bassin potassique a été fixé par l'arrêté préfectoral n° 950974 du 13 juin 1994 qui impose de ramener la teneur en chlorure de sodium au dessous du seuil de potabilité de 200 mg/l. Cet objectif a été confirmé par le SDAGE.

Cependant, dans l'attente des critères qui seront fixés par la Directive fille sur les eaux souterraines, un certain nombre de *variantes* peuvent être envisagées autour de cet objectif :

- 1- autoriser un dépassement de la valeur de 200 mg/l aux environs immédiats des terrils, définis comme la zone comprise entre les terrils et les forages de fixation de la pollution en fonctionnement (soit une surface totale de 500 hectares environ selon les MDPAs). Dans ce cas, une carte précise de cette zone devra être établie.
- 2- dans un souci d'homogénéité des mesures prises des deux cotés du Rhin par rapport au problèmes des chlorures dans la nappe, fixer 250 mg/l comme seuil maximal de teneur en chlorure de sodium, cette valeur étant appliquée en Allemagne.
- 3- considérer que le terme « restaurer » signifie revenir aux conditions naturelles et fixer le seuil de concentration à rétablir à 60 mg/l sur toute la nappe, sauf aux environs immédiats des terrils (définis comme précédemment).

Dans le cadre de cette étude, nous avons retenu la définition suivante de l'objectif : « restaurer une concentration inférieure ou égale à 250 mg/l de chlorure dans le bassin potassique ». L'objectif à atteindre peut donc être quantifié en nombre d'hectares pour lesquels la qualité de la nappe doit être reconquise (4800 hectares).

PRESENTATION DU TRAVAIL REALISE DANS LE CADRE DE L'ETUDE

L'objectif de ce projet étant de tester une approche méthodologique, **nous avons restreint la zone d'étude à l'un des deux panaches de pollution, appelé la langue Est** par la suite. Les étapes de ce travail sont les suivantes :

- 1- Caractérisation de la pollution et des mesures mises en œuvre pour restaurer la qualité de l'eau dans le bassin potassique. Ce travail a été réalisé en s'appuyant sur l'expertise de l'hydrogéologue régionale du BRGM et sur celle des MDPA.
- 2- Développement d'un modèle hydrodynamique permettant de simuler l'évolution des concentrations en sel dans la langue Est ; ce modèle a ensuite été utilisé pour évaluer l'efficacité de différents programmes de mesures envisagés.
- 3- Identification et quantification des principales composantes du coût des programmes de mesures envisagés puis réalisation d'une analyse coût-efficacité permettant de hiérarchiser les différents programmes de mesures ;
- 4- Réalisation d'entretiens individuels auprès de différents experts pour identifier les principaux bénéfices que pourrait générer la restauration de la nappe phréatique du bassin potassique ; identification des méthodes pouvant être utilisées pour quantifier ces bénéfices et essai d'évaluation monétaire.
- 5- Proposition d'éléments de réponses pour justifier une dérogation dans le cas de la nappe du bassin potassique.

Le résultat de ces différentes étapes du travail sont présentées dans les sections suivantes de ce rapport.

3. Evaluation du risque de non atteinte de l'objectif par modélisation hydrodynamique

3.1. CHOIX DE LA METHODE DE CALCUL.

L'évaluation du risque de non atteinte de l'objectif a été testée sur l'un des deux panaches de salure (celui situé le plus à l'est), situé en aval des terrils des stériles d'exploitation de la potasse. Il s'étend sur 45 km² (teneur supérieure à 200 mg/l), sur deux aquifères superposés, généralement séparés par une interface argileuse peu perméable qui limite fortement les échanges de l'aquifère inférieur. La masse de sel (NaCl) présente dans cette partie d'aquifère est estimée à un peu plus d'un million de tonnes.

Différentes approches peuvent être mises en œuvre pour simuler l'évolution de la qualité de la nappe aux échéances prévues par la directive. Ces approches se distinguent essentiellement par leur fiabilité et leur facilité de mise en œuvre :

- actuellement, des estimations sont réalisées par les MDPA à partir des masses de NaCl qui proviennent des terrils et qui entrent dans la nappe (fuite "naturelle" et dissolution accélérée) et extraites par pompages (puits de dépollution et puits de fixation). Si cette méthode a les avantages de la simplicité pour fournir des ordres de grandeur réalistes, elle est trop rustique pour tester des dispositifs de restauration s'étalant dans le temps et dans l'espace. C'est une méthode de calcul de bilan.
- La nappe d'Alsace fait l'objet d'un suivi rigoureux depuis maintenant plus de trente ans. Les tendances d'évolution sont maintenant bien connues et on pourrait imaginer la prolongation de ces tendances jusqu'en 2009, 2015 et 2027. Cette méthode se classe dans les méthodes « évaluation de tendance ». Des extrapolations à aussi long terme (2027) pourraient être contestées et comment prendre en compte et évaluer les mesures de restauration prévues. Cette méthode ne nous semble pas adaptée au cas étudié.
- Un modèle multicouche, en régime transitoire, est disponible pour la nappe d'Alsace. Ce serait naturellement l'outil le plus fiable à mettre en œuvre. Cependant, compte tenu de l'investissement que représente un tel modèle, il ne semble pas réaliste de pouvoir disposer de l'équivalent sur les autres nappes d'Europe où la directive s'appliquera. Aussi, ce modèle n'a pas été repris, en dehors d'informations synthétiques disponibles dans le rapport du modèle.
- Un modèle hydraulique simple. C'est le choix qui a été fait. Il vise à respecter essentiellement le bilan des flux hydrauliques et des masses de NaCl et ainsi à estimer les volumes à pomper et le temps nécessaire pour atteindre les objectifs de qualité demandés à l'échelle de la nappe. Le modèle fournit pour chaque maille de calcul, pour chaque pas de temps et pour chaque aquifère la concentration en sel. Ces résultats doivent être exploitables en ordre de grandeur pour l'ensemble de la nappe (par exemple, surface de l'aquifère supérieur où la concentration en NaCl dépasse 250 mg/l) . Par contre, de par sa simplicité, ce modèle ne pourra prétendre à fournir des résultats précis en un lieu déterminé. En particulier, l'hétérogénéité habituelle des alluvions peut protéger ou bloquer une pollution très localement. Cette échelle précise n'est pas prise en compte dans ce cadre plus régional.

3.2. RECUEIL DES DONNEES

Les données utilisées pour ce modèle proviennent :

- des rapports suivants :
BRGM (2001) - Contrôle et surveillance de la salinité de la nappe phréatique d'Alsace dans le bassin potassique et à l'aval (68). Rapport de synthèse des mesures effectuées en 2000. Rapport BRGM RP-50943-FR.
BRGM (1998) – Modèle de la nappe d'Alsace – Projet de développement 312 – Rap. final. Rapport BRGM R 40335.
- d'informations et d'avis d'experts des MDPA, du BRGM et du cabinet de consultants GEMMES.

3.3. DESCRIPTION DU MODELE

3.3.1. Caractéristique du code de calcul

Les calculs ont été réalisés avec le programme MARTHE développé par le BRGM avec les options suivantes : calcul en tridimensionnel, par différences finies, simulations en régime transitoire et calcul des concentrations.

3.3.2. Caractéristiques des simulations

Les calculs sont réalisés en régime transitoire au pas de temps de 3 mois. Les conditions initiales de piézométrie sont celles de l'état de moyennes eaux de la nappe. Les teneurs initiales en sel dans l'aquifères sont issues des données du suivi de la nappe.

Les conditions hydrauliques naturelles restent stables (apport à la nappe, valeurs des potentiels imposés).

Les flux de sel à partir des terrils sont ceux des hypothèses en cours. Les valeurs de pompage intègrent les pompages existant et les prévisions de nouveaux forages en fonction des simulations. Ces données sont discrétisées au pas de temps de 3 mois.

3.3.3. Le modèle conceptuel

L'aquifère est représenté par deux couches représentant les alluvions supérieures et les alluvions inférieures. La nappe est alimentée par les flux amont en provenance des Vosges, par des échanges latéraux entre la zone modélisée et le reste de l'aquifère ; La rivière Ill participe à l'alimentation de la nappe. Les flux de sortie de la nappe sont constitués par le flux aval vers la plaine du Rhin, par les échanges latéraux et par les pompages. Concernant les aspects qualité de la nappe, les teneurs actuellement présentes sont connues par le suivi réalisés annuellement par le BRGM et les apports en sel en provenance des terrils sont régulièrement évalués par les MDPA.

Pour la nécessité d'une mise en œuvre rapide, des hypothèses simplificatrices ont été retenues pour bâtir le modèle conceptuel de la nappe.

- Les limites du modèles : elles sont choisies proches de la zone à restaurer et non pas proches des limites naturelles de la nappe ;

- la géométrie : une géométrie simplifiée, respectant les volumes et les valeurs moyennes des cotes a été définie ;
- Les paramètres hydrauliques : une seule valeur moyenne par type de nappe.
- flux : choix de valeurs régionales pour les apports à la nappe et valeurs disponibles pour les pompages connus.

Le schéma conceptuel est présenté Figure 4.

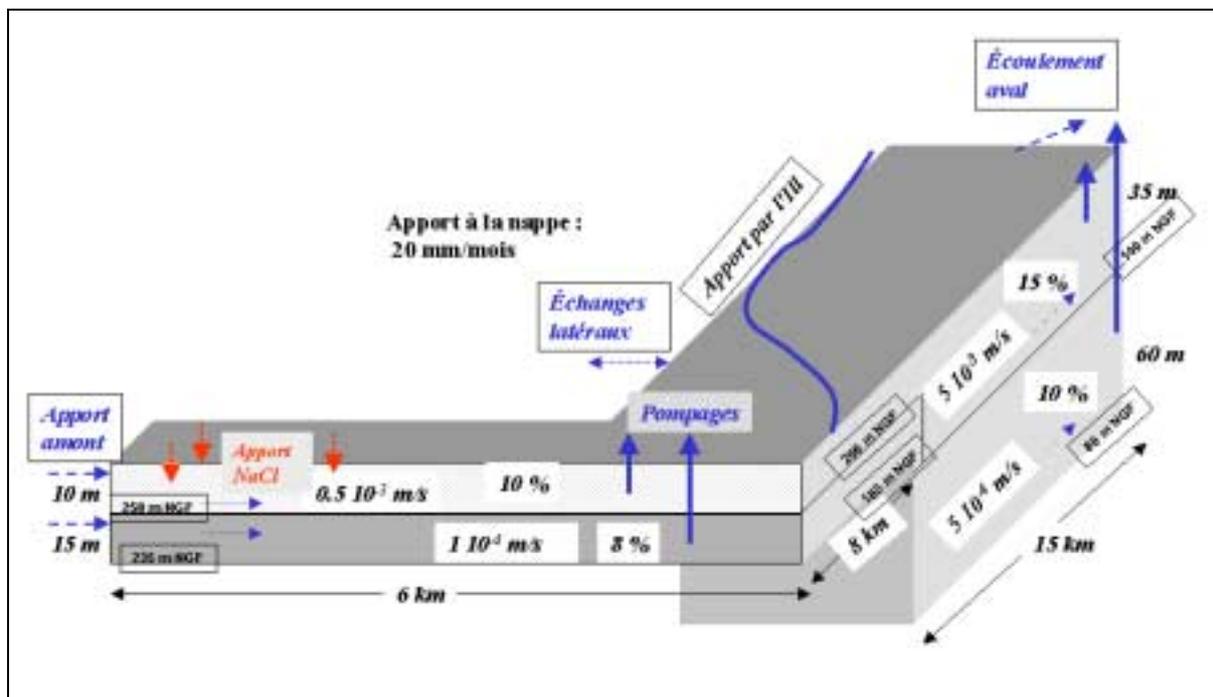


Figure 4 : Schéma conceptuel du modèle

3.3.4. Limites et maillage du modèle

Les limites du modèle suivent les bordures du panache d'eau salée. La limite amont correspond à des charges comprises entre 260 et 265 m, et la limite aval à l'isopièze 194 m. Les bordures latérales sont perpendiculaires au sens d'écoulement. Comme il y a des échanges (en eau et en Na Cl) avec le reste de la nappe, ces limites sont à potentiel imposé (c'est-à-dire que les niveaux d'eau sont constants et choisis égaux au niveau de la nappe) et à concentration imposée en NaCl (80 mg/l).

Le modèle couvre une surface de 44.1 km² et contient 2822 mailles (250X250 m) réparties sur les deux couches (Figure 5).

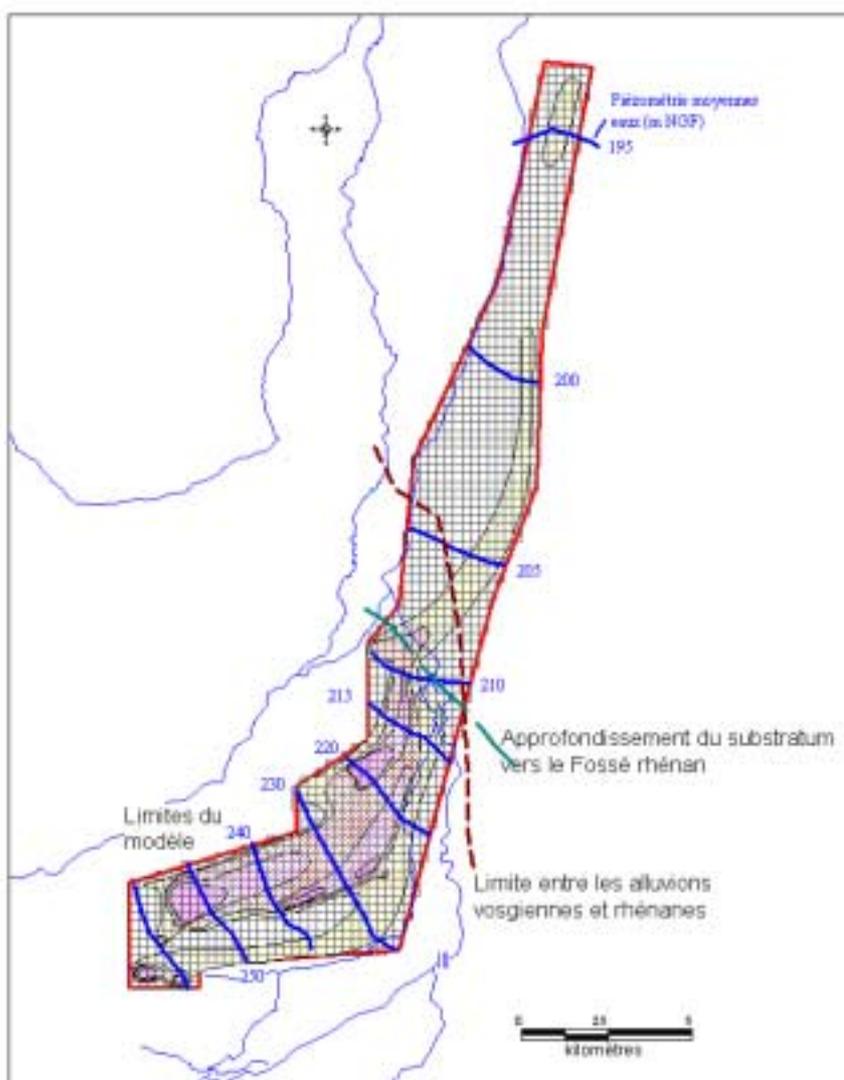


Figure 5 : Présentation générale du maillage

3.3.5. Géométrie

La géométrie du modèle est définie par les cotes du substratum, de l'interface entre les deux aquifères, et par les limites latérales. Pour la partie rhénane des aquifères, des valeurs uniques de la moyenne des cotes du substratum (80 m) et de l'interface (140 m) ont été choisies. Sur la partie vosgienne, et en amont du Fossé rhénan, les gradients de pente sont forts et les cotes ont été discrétisées approximativement au pas de 5 m : de 185 à 235 m pour le substratum et de 200 à 250 m pour l'interface entre les 2 aquifères. L'épaisseur de l'aquifère superficiel est de 10 m dans la partie vosgienne et de 35 m dans la partie rhénane (respectivement 15 et 60 m pour l'aquifère inférieur). Ces valeurs sont des "valeurs d'expert" fournies par les hydrogéologues connaissant bien cette nappe par les études, les suivis et les ouvrages qu'ils y réalisent.

3.3.6. Paramètres hydrauliques

Pour les quatre ensembles lithologiques pris en compte, alluvions des Vosges (nappe supérieure et nappe inférieure) et nappe de la vallée du Rhin (nappe supérieure et nappe

inférieur), les valeurs retenues pour le modèle (Figure 6) sont indiquées dans le tableau suivant :

	Alluvions vosgiennes		Alluvions rhénanes	
	K (m/s)	S (%)	K (m/s)	S (%)
Aquifère supérieur	$.5 \cdot 10^{-3}$	10	$5 \cdot 10^{-3}$	15
Aquifère inférieur	$1 \cdot 10^{-4}$	8	$5 \cdot 10^{-4}$	10

Les valeurs des alluvions rhénanes sont identiques à celles proposées par les experts. Celles des alluvions vosgiennes ont été multipliées par 2, mais elles restent dans l'ordre de grandeur. Un coefficient d'anisotropie verticale de 0.1 permet de représenter simplement les intercalaires argileux qui ne sont pas identifiés par une couche dans le modèle. Un coefficient d'anisotropie horizontale de 0.5, sur la partie est des alluvions vosgiennes, permet de mieux représenter le changement d'orientation des écoulements (est puis nord).

Les calculs de transfert de sel sont aussi fonction de la porosité des aquifères. Les valeurs de porosité sont prises égales à celles du coefficient d'emménagement libre.

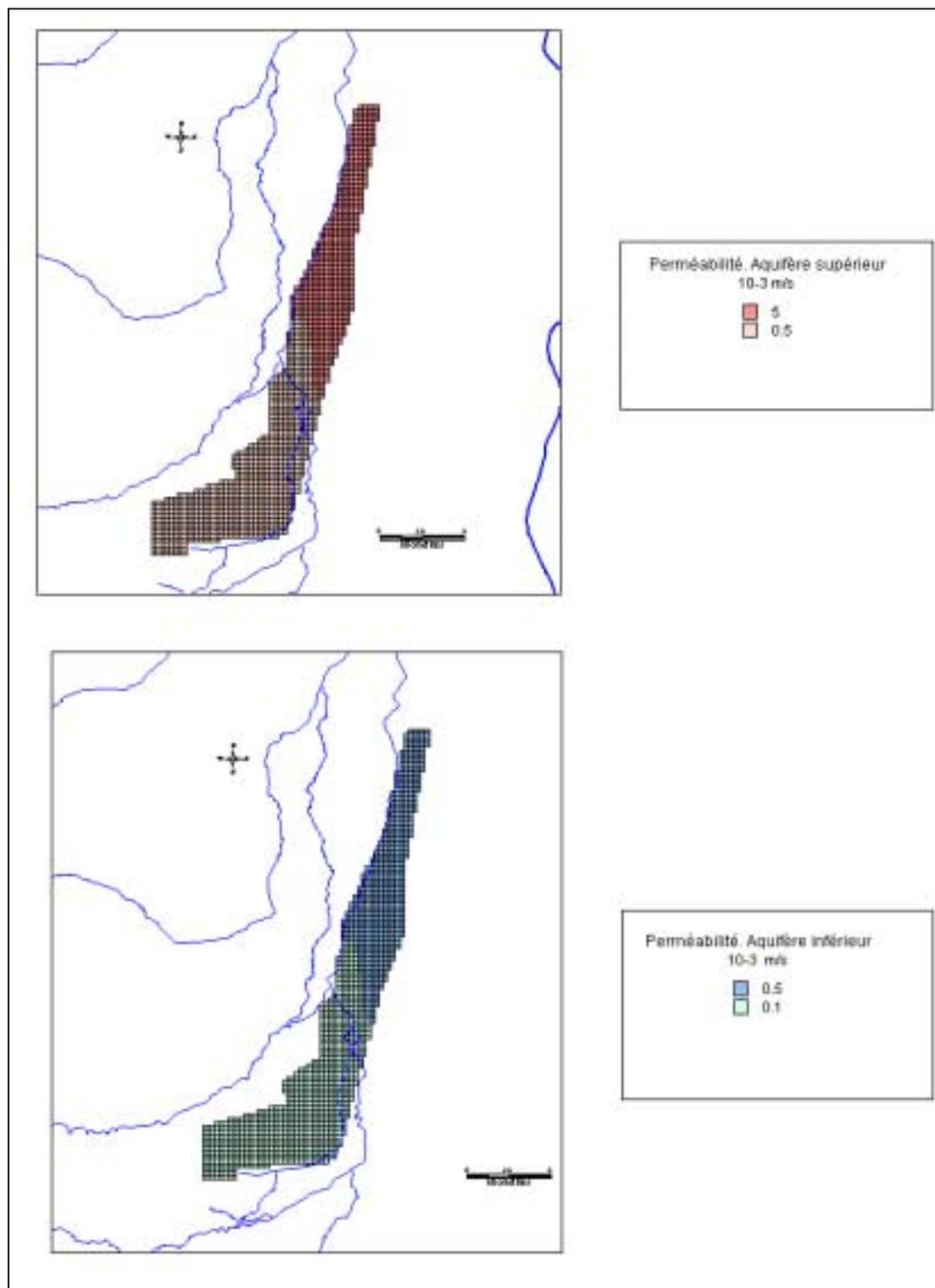


Figure 6 : carte des valeurs de perméabilité

3.3.7. Flux d'eau

- **Flux naturels**

- alimentation de la nappe par les précipitations atmosphériques : la valeur moyenne dans cette région, 20 mm/mois, est appliquée.
- alimentation de la nappe par le flux amont en provenance de l'amont de la nappe : calcul réalisé par le modèle
- vidange par le flux aval vers l'aval de la nappe : calcul réalisé par le modèle
- alimentation par les rivières : les alimentations de la rivière Ill sont introduites dans le modèle de deux manières : par des potentiels imposés lorsque l'Ill est situé en limite de modèle et par un flux 10 fois supérieurs aux apports par les pluies sur le tronçon traversant le modèle (soit 6.25 m³ par mois et par mètre de rivière).

- **Pompages**

Les données de pompage disponibles sont intégrées dans le modèle. Le débit total est de 787 m³/h (débit moyen et constant).

3.3.8. Flux de sel

Un plan de résorption des terrils est en cours. Nous avons repris les prévisions d'infiltrations de sel des terrils jusqu'en 2010 (fin du traitement des terrils validé par la C.I.S.), fournies par MDPA.

Prévisions d'infiltrations de sel des terrils (en tonnes de NaCl par an)

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
N° pas de temps	1	5	9	13	17	21	25	29	
J. ELSE EST	3100	3100	0	0	0	0	0		0
J. ELSE OUEST	9500	9500	5000	0	0	0	0	0	0
AMELIE II	100	0	0	0	0	0	0	0	0
AMELIE I NORD	13500	11000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	5000
AMELIE EST	5300	900	0	0	0	0	0	0	0
ANNA OUEST	7900	7900	7900	5500	5000	3000	0	0	0
FERNAND	5000	1000	0	0	0	0	0	0	0
EUGENE	5600	2000	2000	2000	0	0	0	0	0
THEODORE	1000	0	0	0	0	0	0	0	0
ENSISHEIM OUEST	200	100	0	0	0	0	0	0	0
ENSISHEIM NORD	500	500	500	500	0	0	0	0	0

3.3.9. Vérification du calage

La convergence des calculs numériques vers la solution est obtenue rapidement. Les critères d'erreur sont satisfaits (bilan des charges vérifiés à 10⁻⁶ près et bilan des calculs des masses de NaCl vérifié à 10⁻⁷ près).

Grâce au suivi annuel de la nappe, on sait que ce panache évolue lentement et peu. La validité des résultats du modèle a donc été effectuée en vérifiant globalement la forme et les concentrations du panache d'eau salée après une période de simulation de 8 ans en maintenant les mêmes conditions externes : pompages, potentiels imposés, apport d'eau à la nappe (Figure 7). Les apports de sels par les terrils sont ceux prévus pour les années à venir.

Les simulations débutent en 2002 et se poursuivent jusqu'en 2009 (année où la directive européenne demande à fournir un programme de mesures de restauration de la nappe précis et année de révision du SDAGE).

La masse de sel a diminué de 30 %. On remarque un certain étalement du panache dans les zones à fortes concentrations ; les concentrations en aval varient peu par rapport aux valeurs d'origine. On peut considérer que le modèle est suffisamment représentatif pour les calculs prévus.

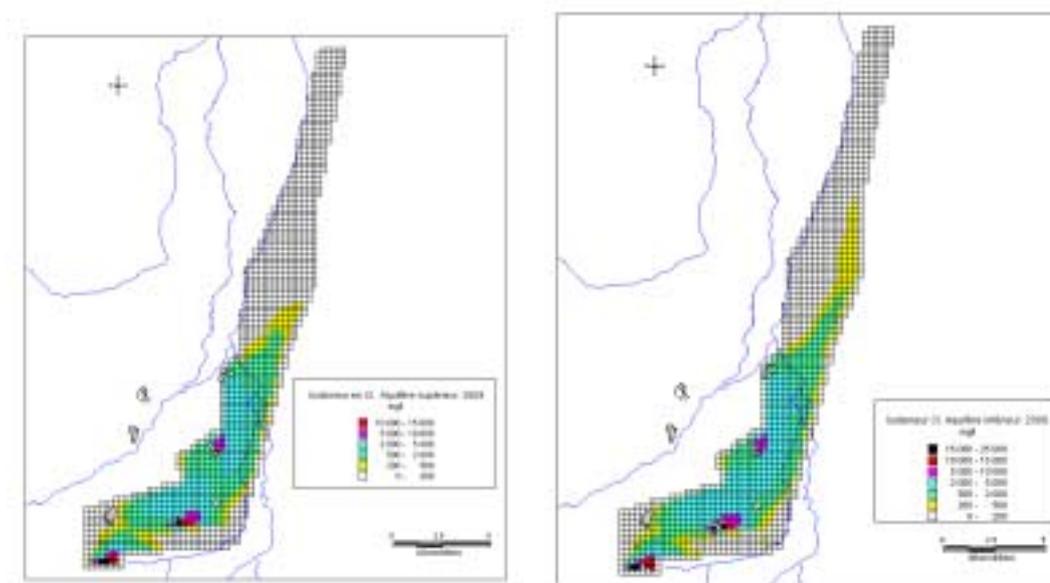


Figure 7 Concentration en sel calculée (2009)

3.4. EVALUATION DU RISQUE DE NON ATTEINTE DE L'OBJECTIF

3.4.1. Définition d'un scénario tendanciel

Le scénario appelé "scénario tendanciel", simule l'effet **sur la langue Est** des mesures actuelles ainsi que celui des mesures futures pour lesquelles une décision a été prise (programmation des travaux de dépollution). Il s'agit de pompages (de nouveaux puits devant être installés) et de la suite des travaux de dissolution accélérée et d'étanchement des terrils.

- **Dépollution par pompage**

La présence de langues très salées a été détectée en plusieurs points assez éloignés des terrils. Il est prévu d'installer des forages de dépollution permettant de pomper de l'eau très concentrée en chlorure. La répartition géographique de ces forages et leur débit de pompage prévisionnel sont présentés sur les cartes et le tableau suivants (en ce qui concerne la langue Est). De nouveaux forages seront réalisés entre 2002 et 2004. Leurs emplacements et leur dates de réalisation ne sont pas arrêtés définitivement, mais ce programme a de fortes chances d'être réalisé comme prévu ou sous une forme proche. La simulation du scénario tendanciel prend donc en compte un ensemble de nouveaux pompages représentant 670 m³/h supplémentaires entre 2002 et 2004. Il correspond à un scénario de dépollution tel qu'il pourrait être appliqué dès cette année.

Le total des pompages (pompages existant actuellement et nouveaux pompages du scénario tendanciel) représentent 3564 m³/h.

• **Dissolution des terrils :**

A la fin 2001, plusieurs terrils de la **langue est** ont été entièrement dissous (Théodore, Ensisheim Est), d'autres ont été étanchés (Amélie 2, Rodolphe, Ensisheim Ouest et nord) et n'émettent donc plus qu'un faible flux de chlorure. La dissolution de 3 autres terrils est en cours (Fernand, et Joseph Else Est) et celle de 3 autres devrait démarrer entre 2002 et 2003 (Anna, Amélie Est et Nord). Il est également prévu d'étancher les deux derniers terrils faiblement salés avant 2005 (Eugène, Joseph Else Ouest).

Terril	Etat	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
J. ELSE EST	diss. en cours	3100	3100	0						
J. ELSE OUEST	étanch. prévue	9500	9500	5000	0					
AMELIE II	étanché	100	0							
AMELIE I NORD	diss. prévue	13500	11000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	5000
AMELIE EST	diss. prévue	5300	900	0						
ANNA OUEST	diss. prévue	7900	7900	7900	5500	5000	3000	0		
FERNAND	diss. en cours	5000	1000	0						
EUGENE	étanch. prévue	5600	5600	5600	2000	0				
THEODORE	diss. en cours	1000	0							
ENSISHEIM OUEST	étanché	200	100	0	0					
ENSISHEIM NORD	étanché	500	500	500	500	0				

Source : MDPa

Tableau 2 : Type de traitement prévu et flux de sel émis par terril (en tonnes de NaCl par an).

3.4.2. Résultats de simulation

Les résultats des simulations montrent une décroissance des teneurs en sel qui conduit à la disparition des secteurs à concentration supérieure à 250 mg/l à l'horizon 2027. A cette date, la diminution de la quantité de sel dans les aquifères est de 96 %. La restauration de la qualité de l'aquifère selon le critère fixé (disparition des concentrations supérieures à 250 mg/l) est donc atteinte en 2027. Pour accélérer ce processus et obtenir une restauration de la qualité plus tôt, des pompages supplémentaires sont simulés dans le scénario suivant.

Evaluation des coûts disproportionnés

	Pompage m3/h	Masse de sel restant dans l'aquifère (base 100 en 2002)	Améliora- tion par rapport à la masse initiale (%)	Surface polluée (ha)			Couche aquifère
				>60 mg/l	>200 mg/l	>250 mg/l	
2002	1573	100	0	7194	3856	3788	Supérieure
	1421			7314	5123	4802	Inférieure
2009	1873						Supérieure
	1691						Inférieure
2015	1873	21	79	3 559	2 404	2 154	Supérieure
	1691			3 603	2 463	2 222	Inférieure
2021	1873	9	91	2 874	1 364	1 063	Supérieure
	1691			2 926	1 443	1 136	Inférieure
2027	1873	4	96	1 879	32	-	Supérieure
	1691			1 965	67	-	Inférieure

Tableau 3 : état de la nappe simulé à différentes dates avec le scénario tendanciel

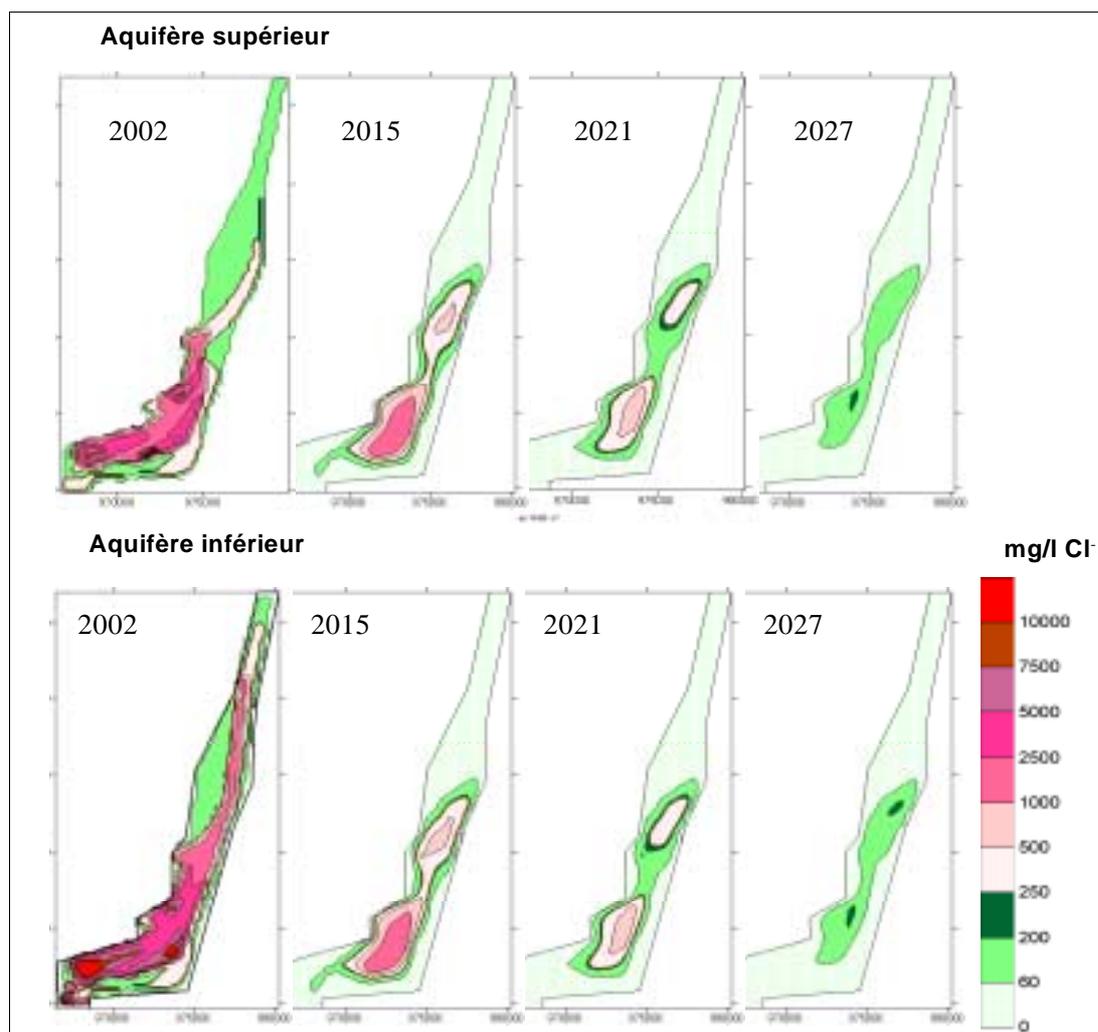


Figure 8 : Scénario tendanciel : résultats des concentrations en Cl⁻ calculées en 2015, 2021 et 2027.

Ces résultats ont été présentés à des experts de différents horizons, connaissant tous bien la zone d'étude. Certains d'entre eux se sont montrés surpris par le résultat des simulations selon lesquels la nappe profonde peut être restaurée aussi rapidement que la nappe superficielle.

Cette interrogation a d'abord conduit ces experts à suggérer des modifications du modèle, et en particulier à augmenter le coefficient d'anisotropie afin de limiter les échanges entre les deux couches. Ces changements n'ayant pas profondément modifié les résultats de simulation, les experts ont été amenés à compléter les résultats de simulation en précisant que le modèle ne rendait pas compte de l'existence de pièges à chlorures (dépressions dans le substratum bloquant la salure très dense) ni des phénomènes d'écoulement diphasiques. Comme suggéré dans la partie méthodologique ci-dessus, expertise et modélisation ont un rôle complémentaire dans l'évaluation du risque de non atteinte de l'objectif.

3.5. CONCLUSION

Les résultats de simulation nous amènent à conclure que les mesures actuelles sont insuffisantes pour atteindre l'objectif en 2015 mais que le bon état de la masse d'eau a de fortes chances d'être restauré en 2027. Selon le raisonnement décrit dans la seconde section du rapport, l'Etat Membre doit donc envisager de mettre en œuvre des mesures spécifiques susceptibles de permettre la restauration du bon état en 2015. Ces mesures sont définies et évaluées économiquement dans les sections suivantes du rapport.

4. Analyse coût-efficacité

4.1. IDENTIFICATION DES MESURES SUPPLEMENTAIRES

4.1.1. Déplacement des terrils

Ce scénario consiste à supprimer les sources de pollution le plus rapidement possible en déplaçant les terrils dès 2002 et en les dissolvant sur aires étanches. Les puits de fixation installés autour des terrils continuent de fonctionner en puits de dépollution, permettant ainsi de retirer d'importantes quantités de sel dès 2003. Les nouveaux puits de dépollution prévus dans le scénario de référence seraient également installés.

4.1.2. Installation de puits de dépollution (niveau 1)

Afin d'espérer une restauration de l'aquifère en 2021, des pompages supplémentaires ont été rajoutés au scénario tendanciel. Les nouveaux forages sont implantés dans les deux aquifères. En amont, le principe de dépollution est de bloquer les fortes concentrations de sel et de les empêcher de migrer vers l'aval. Les forages sont donc disposés perpendiculairement au sens d'écoulement. En aval, le but est d'extraire le sel présent dans les aquifères, sur de plus grandes surfaces et à des concentrations plus faibles. Les transmissivités sont plus élevées et les pompages ont une zone d'influence plus étendue. Les forages sont donc disposés dans le sens et au centre des panaches ; ainsi, les forages sont implantés aux endroits de plus fortes concentrations et les cônes de rabattement de la nappe qui se forment autour des forages atteignent les bords du panache. Le total des pompages (pompages existants actuellement, pompages du scénario tendanciel qui ont été conservés et nouveaux pompages) représentent en tout 5939 m³/h : pompage supplémentaire de 1085 m³/h dans l'aquifère supérieur et 1290 m³/h dans l'aquifère inférieur.

Les zones et les valeurs de débits à prélever dans les nappes sont dimensionnés (en utilisant le modèle hydrodynamique) de manière à permettre d'atteindre une teneur en chlorure de 250 mg/l en 2015 à la fois dans les couches profondes et de surface sauf aux environs immédiat des terrils (objectif de qualité 1). Les forages (nombre, caractéristiques, zone d'implantation) seront définis en fonction des débits calculés par le modèle.

4.1.3. Installation de pompages de dépollution (niveau 2)

Les principes d'implantation des forages restent les mêmes que ceux du scénario précédent : barrage et extraction du sel en amont et extraction en aval. Pour obtenir les résultats voulus en 2015, des pompages supplémentaires ont été simulés dans l'aquifère supérieur et sur les secteurs non restaurés lors du scénario précédent en 2015.

4.2. EVALUATION DE L'EFFICACITE DES SCENARIOS

4.2.1. Déplacement des terrils

Ce programme de mesure est très largement insuffisant pour atteindre l'objectif de bon état en 2015, date à laquelle il reste encore environ 1300 hectares contaminés dans la couche supérieure de l'aquifère et plus de 2000 hectares en profondeur.

Année	Pompage m3/h	Surface (ha)			Couche aquifère
		>60 mg/l	>200 mg/l	>250 mg/l	
2002	1573	7194	3856	3788	Supérieure
	1421	7314	5123	4802	Inférieure
2009	1873	3671	2440	2244	Supérieure
	1691	5069	3097	2874	Inférieure
2015	1873	2839	1633	1288	Supérieure
	1691	3503	2274	2028	Inférieure
2021	1873	nc	nc		supérieur
	1691	nc	nc		inférieur
2027	1873	nc	nc		supérieur
	1691	nc	nc		inférieur

nc = non calculé

Tableau 4: Evolution des surfaces polluées en fonction du temps avec l'hypothèse de déplacement des terrils.

4.2.2. Installation de puits de dépollution (niveau 1)

Ce programme de mesures est insuffisant pour obtenir la restauration de la qualité de l'aquifère en 2015. A cette date, il reste encore environ 270 hectares d'aquifère où les concentrations restent supérieures à 250 mg/l. Seul, le panache à l'aval et dans l'aquifère supérieur, satisfait le critère de restauration. En 2021, l'objectif est atteint et il n'y a plus de secteurs à plus de 250 mg/l.

Année	Pompage m3/h	Masse de sel restant dans les deux aquifères (base 100 en 2002)	Améliora- tion par rapport à la masse initiale (%)	Surface polluée (ha)			Couche aquifère
				>60 mg/l	>200 mg/l	>250 mg/l	
	2002	1873	100	0	7194	3856	3788
	1691			7314	5123	4802	Inférieure
2009	2958						Supérieure
	2981						Inférieure
2015	2958	6	94	1 418	414	260	Supérieure
	2981			1 412	416	279	Inférieure
2021	2958	3	97	640	5	-	Supérieure
	2981			716	8	-	Inférieure
2027	2958	2	99	-	-	-	Supérieure
	2981			-	-	-	Inférieure

Tableau 5 : Evolution du tonnage de sel restant dans la nappe et des surfaces polluées (scénario puits de dépollution niveau 1)

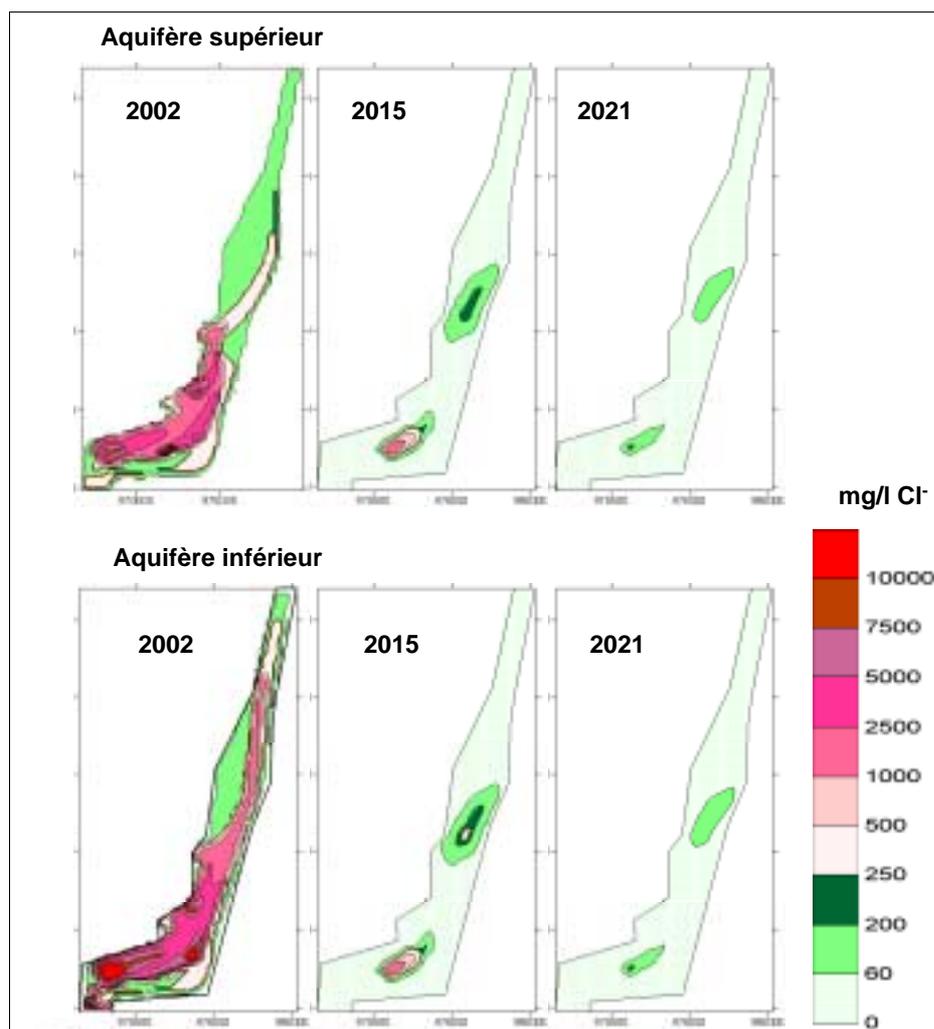


Figure 9 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures simulée (scénario pompage de dépollution niveau 1)

4.2.3. Installation de puits de dépollution (niveau 2)

Ce dernier scénario permet de s'approcher de l'objectif de restauration défini (disparition de secteurs où la concentration en Cl⁻ est supérieure à 250 mg/l) sans l'atteindre complètement. Il reste en effet 1 ha dans l'aquifère supérieur et 21 dans l'aquifère inférieur. En pourcentage, ces surfaces représentent par rapport à la surface modélisée respectivement 0.01 et 0.24 %.

Année	Pompage m3/h	Masse de sel restant dans les deux aquifères (base 100 en 2002)	Amélioration par rapport à la masse initiale (%)	Surface (ha)			Couche aquifère
				>60 mg/l	>200 mg/l	>250 mg/l	
	2002	1873	100	0	7194	3856	3788
	1691			7314	5123	4802	inférieure
2015	3003	4	96	1 202	132	1	supérieure
	2981			1 284	205	21	inférieure

Tableau 6 : Evolution du tonnage de sel restant dans la nappe et des surfaces polluées (scénario puits de dépollution niveau 2)

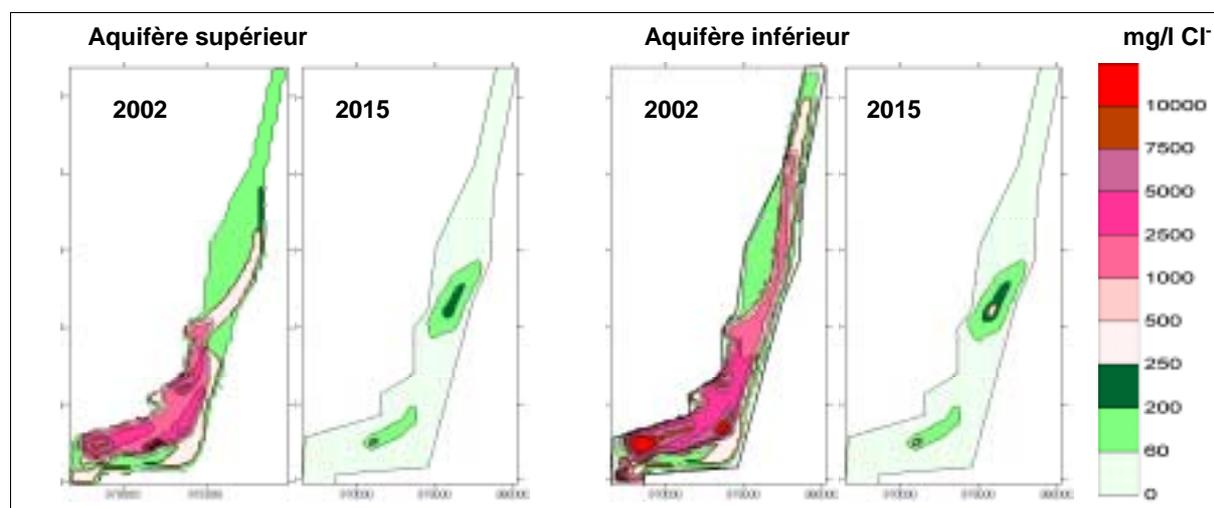


Figure 10 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures simulée (scénario pompage de dépollution niveau 2)

4.2.4. Conclusion : efficacité relative des scénarios

L'efficacité des scénarios est résumée dans le Tableau 7 ci-dessous. Elle montre que le déplacement des terrils apporte peu d'amélioration par rapport au scénario tendanciel et que l'efficacité des deux scénarios de dépollution par pompage augmentent l'efficacité de manière significative.

Scénario	Surface tq [Cl-] > 250 (en ha)	Surface restaurée (en ha)	Efficacité (en %)
Tendanciel	2200	2600	54
Déplacement des terrils	2000	2800	58
Puits de dépollution niveau 1	280	4520	94
Puits de dépollution niveau 2	21	4779	99.5

Tableau 7 : Efficacité des scénarios

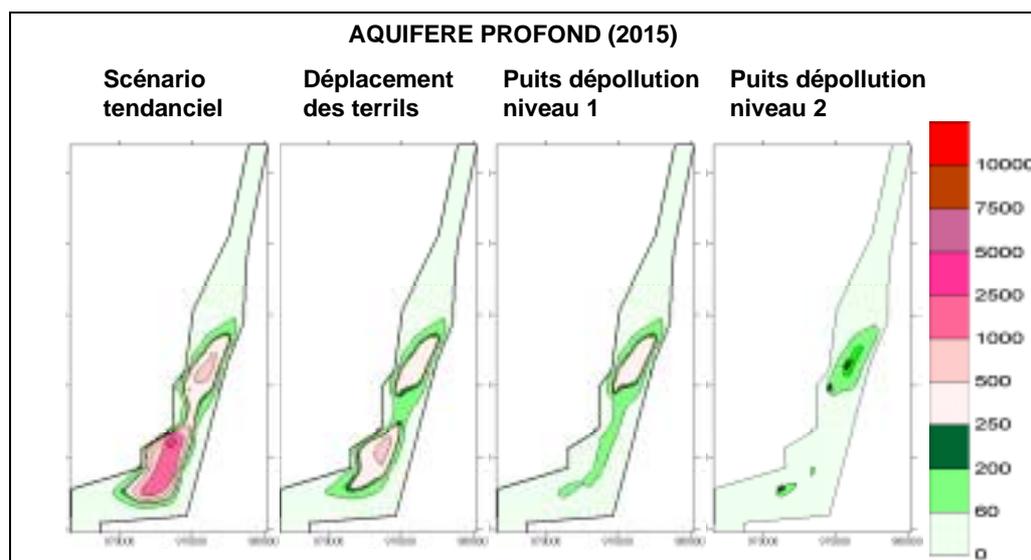


Figure 11 : Répartition spatiale des teneurs en chlorures pour les différents scénarios en 2015.

4.3. EVALUATION DES COÛTS DES SCENARIOS

4.3.1. Définition des coûts

Le coût attribué à chaque scénario de dépollution est défini comme la **somme des coûts générés par le scénario moins celui du scénario tendanciel**. Ces coûts peuvent être regroupés en trois catégories : (i) les coûts financiers directs, supportés par le ou les acteurs mettant en œuvre les mesures de restauration de la nappe ; (ii) les coûts financiers indirects, supportés par des acteurs ne participant pas à la mise en œuvre des mesures ; (iii) les coûts environnementaux induits par les mesures mises en œuvre.

Concernant les scénarios décrits ci-dessus :

- les coûts financiers directs sont essentiellement liés au développement d'infrastructure de dépollution (construction de puits et d'un réseau d'évacuation des eaux polluées pompées), à la suppression des sources de pollution (démantèlement des terrils et déplacement sur des aires étanches) et au fonctionnement des puits de dépollution (coûts d'énergie, d'entretien, de surveillance). Aucun coût financier indirect n'a été identifié ;
- deux types de coûts environnementaux sont identifiés ; le premier est lié à la pollution sonore (bruits des camions, vibrations) et la pollution de l'air (poussières) que risque de générer le déplacement des terrils ; le second est lié à l'abaissement possible de la nappe

phréatique du fait des pompages intensifs qui seraient réalisés pour dépolluer la nappe et qui pourrait avoir des conséquences sur certains usagers (agriculteurs) et sur le fonctionnement de certains milieux naturels (zones humides).

4.3.2. Quantification des coûts financiers

Le calcul du coût lié à la construction et au fonctionnement des infrastructures de dépollution a été réalisé à partir des coûts unitaires estimés avec la collaboration des MDPA et de la description technique de chaque scénario (nombre de puits et localisation).

- **Scénario déplacement des terrils**

Les deux principaux éléments de coût direct du scénario « déplacement des terrils » est le coût du transport des matériaux et celui de la construction d'aires étanches pour recevoir les terrils :

- en prenant un coût unitaire de déplacement de 6.1 €/par tonne (reprise du terril, transport et reconstruction du nouveau terril) et un tonnage à déplacer de 38.4 millions de tonne, on arrive à un coût de 234 millions d'Euros ;
- construction des aires étanches : 3 millions d'euros pour la construction d'aires étanches d'une superficie totale de 20 hectares (coût unitaire 150 k€/par hectare).
- coût de traitement des terrils (dissolution accélérée) : dépend de la durée sur laquelle on accepte d'étaler cette dissolution, la durée déterminant le nombre d'installations de traitement (réseau d'eau, pompes, puits) à installer. Non estimé ici.
- à ces coût, doit être rajouté celui du capital ou coût d'opportunité (non calculé ici).

- **Scénarios installation de puits de dépollution**

Les coût unitaires utilisés comme base de calcul pour évaluer le coût de construction des puits de dépollution à réaliser sont résumés dans le tableau suivant:

Elément de coût	Détail des éléments de coût
Forage et équipement d'un puits de dépollution - puits court (25 m) - puits long (50 m) Cabine, équipement électrique Raccordement au réseau électrique	- 1500 €/m linéaire - 230 €/m - 45 700 F/ puits variable selon distance à la ligne électrique
Extension du réseau d'évacuation des eaux salées pompées	150 €/m linéaire de conduite
Doublement du saumoduc - coût de la conduite (y compris pose), indemnisation des servitudes sur terrains - coût de passage de voirie (traversée voie rapide, voie de chemin de fer)	230 €/m linéaire A évaluer avec devis, ordre de grandeur = 0,5 M€

Tableau 8 : Eléments de coût relatifs à la construction de puits de dépollution

Pour simplifier les calculs, on distingue les quatre types de puits suivants dont le coût moyen et le nombre par scénarios sont présentés dans les tableaux suivants :

Localisation du puits	Profondeur	Débit (m3/h)	Coût / puits (k€)
Nappe profonde alluvion rhénanes	75 m	100	232
Nappe profonde alluvions rhénanes ou vosgiennes	25 m	20	84
Nappe profonde alluvions vosgiennes	25 m	10	72
Nappe superficielle alluvions rhénanes	40 m	40	142
Nappe superficielle alluvions vosgiennes	20 m	10	68

Tableau 9 : Coût moyen de construction par type de puits.

Type de puits	Pompages niveau 2		Pompage niveau 1	
	aquifère sup	aquifère inf	aquifère sup	aquifère inf
prof 100m3/h	10	-	10	-
prof 20 m3/h	20	-	20	-
prof 10 m3/h	5	-	5	-
surf 40 m3/h	-	28	-	26
surf 10 m3/h	-	10	-	6

Tableau 10 : Nombre et types de puits installés pour les deux scénarios de dépollution par pompage.

Le coût de fonctionnement de l'ensemble des puits est estimé comme suit :

$$C_{total} = \sum_{2002}^{2015} Q_{max} \theta(t) \cdot c_u$$

Où :

- t est le temps(en mois) ;
- C_u est coût de pompage par mètre cube égal à 0.033 €/m3 (coût d'énergie, d'entretien et de surveillance des puits, incluant la main d'œuvre) ;
- Q_{max} est la capacité de pompage supplémentaire installée et θ le taux d'utilisation de cette capacité au temps t ; ce taux d'utilisation est égal à 1 de 2002 à 2015 puis il décroît puisque certains puits sont arrêtés lorsque la concentration de l'eau qu'ils pompent tombe en dessous du seuil de potabilité ; la décroissance du taux d'utilisation des forages en fonction du temps est représentée sur la Figure 12.

Capacité de pompage
supplémentaire installée (m3/h)

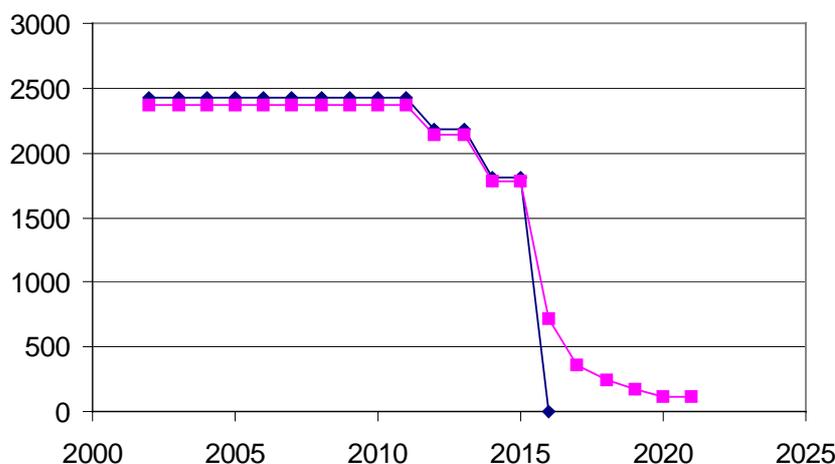


Figure 12 : Taux d'utilisation des puits de dépollution en fonction du temps (en pourcentage de la capacité de pompage installée)

Le coût total de pompage estimé sur ces bases est de **8.9 M€** pour le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2015 et de **9.2 M€** pour celui permettant d'atteindre l'objectif en 2021.

- **Actualisation des coûts**

Les coûts calculés ci-dessus n'ont pas été actualisés par soucis de simplification. Il est clair cependant que les coûts étant distribués dans le temps sur une période allant de 6 à 18 ans selon le scénario envisagé, il faut les actualiser pour rendre compte de la préférence pour le présent des acteurs économiques. Le choix d'une valeur de taux d'actualisation est un point important déterminant le résultat du calcul et il est à noter que le guide ne s'avance pas à proposer une échelle de valeur pour ce taux (voir l'*Encadré 7* pour les différentes hypothèses possibles). La valeur actualisée des coûts (C) peut s'écrire $C = \sum_{t=1}^T \frac{C_t}{(1+r)^T}$

avec

C_t : coûts des mesures dépensés durant l'année t

r : taux d'actualisation

T : horizon temporel des mesures

Si les coûts ou bénéfices annuels sont constants, on retombe sur la formule donnée dans le guide en page 12 de l'annexe IV.1.

Encadré 7 : choix du taux d'actualisation

Si la pratique de l'actualisation ne pose aucun problème d'ordre particulier, il est loin d'en aller de même en ce qui concerne la phase initiale et essentielle de ces calculs : celle du choix d'un taux d'actualisation. En effet, ce choix est éminemment stratégique, voire politique, au sens précis du terme. Plusieurs taux sont préconisés dans la littérature, parmi lesquels :

a/ Un taux d'actualisation égal au taux de préférence pour le présent

Si la préférence pour le temps est basée sur le niveau de consommation, alors le taux d'actualisation est celui auquel la valeur de la consommation, en terme de bien être collectif, diminue au fil du temps. Ce taux est aussi appelé *taux d'escompte psychologique*. Dans une première approximation, le taux d'escompte psychologique doit prendre en compte d'une part le taux de croissance de la consommation (de l'ordre de 2 %) multiplié par un paramètre indiquant la sensibilité de l'utilité par rapport à la consommation (estimé entre 1.5 et 2 par Arrow (1995)) ; d'autre part le taux de préférence "pure" de la collectivité pour le présent (taux compris entre 0.5 et 1.5 %). En combinant ces effets, cela conduit à un taux d'actualisation compris entre **2 et 5 %**.

b/ Un taux d'actualisation égal au taux de rentabilité

Si on raisonne par rapport à l'investissement, alors le taux d'actualisation est le taux auquel la valeur du capital diminue en fonction du temps. Un investissement public fait appel à l'épargne et, sous l'hypothèse d'un rationnement de l'épargne, présente un coût d'opportunité puisqu'il se substitue à un investissement qui aurait pu être réalisé par le secteur privé. Un investissement privé doit permettre de dégager un profit qui assure sa rentabilité à long terme. A cet égard, le taux d'actualisation est remplacé par le *taux de rentabilité marginal du capital*. L'argument du coût d'opportunité conduit alors à effectuer les calculs d'actualisation des coûts et bénéfices publics en retenant les paramètres du calcul économique du secteur privé et en retenant comme paramètre d'actualisation, le *taux de rentabilité* des entreprises. En fait le taux de rentabilité des entreprises intègre des facteurs de risques liés à l'activité privée, qui accroissent le niveau qui serait désiré en supposant qu'il fasse leur calcul sans incertitude. Pour trouver le taux d'actualisation devant s'appliquer à l'investissement public, il faudrait lui appliquer une prime de risque inférieure à celle du secteur privé. Son estimation pratique se situe souvent dans une fourchette de l'ordre de **8 à 12 %**.

c/ Un taux d'actualisation égal aux taux d'intérêt

Les investissements, publics ou privés, sont principalement financés par recours à l'emprunt. L'argument financier conduit à préférer comme taux d'actualisation, le prix de l'épargne publique mesuré par les *taux d'intérêt* pratiqués sur les emprunts. Cet argument a l'avantage de mesurer la perception des agents prêteurs sur leurs espérances de profit à moyen et long terme et d'adosser comptablement l'investissement public à son financement, garantissant que les bénéfices obtenus permettent de payer le capital et les intérêts de l'emprunt réalisé pour son financement. Les taux d'intérêt à long terme retenus sont proches de **4 à 6%**.

D'une manière générale, on voit qu'il n'y a pas de taux d'actualisation universel à appliquer. Cependant les projets liés à la protection contre les risques naturels sont des projets à "rentabilité" longue et à caractère collectif; il convient donc d'utiliser des taux d'actualisation faibles (**entre 2% et 6%**). Dans tous les cas, il est conseillé d'effectuer des variantes de sensibilité avec des taux différents.

Extrait de : Bouzit A.M. (1999) "Eléments méthodologiques pour l'évaluation économiques des dispositifs de protection contre les risques torrentiels", rapport MATE -DPPR, 45 p.

4.3.3. Quantification des coûts environnementaux

En ce qui concerne le scénario déplacement des terrils, le principal coût environnemental est lié à la pollution sonore et celle de l'air (poussière) que les travaux risquent d'engendrer. Ce coût peut se manifester sous différentes formes : augmentation du nombre de cas de maladies respiratoires, gêne subie par les riverains, dégradation de l'image de marque de la zone (déjà considérée comme une vaste friche industrielle), etc. L'un des effets financiers indirects de ces nuisances risque d'être la dévalorisation du patrimoine immobilier du bassin potassique :

la réalité de ce coût est attestée par des plaintes (assorties de demandes de dommages et intérêts) déposées par des particuliers estimant subir un préjudice lorsque que les MDPA remanient certains terrils en cours dissolution (vibrations, poussières, pollution sonore). Deux méthodes de d'évaluation du montant de ce coût environnemental sont proposées dans l'**Encadré 8**.

Encadré 8 : Evaluation du montant du dommage lié aux pollutions générées par le déplacement des terrils

La première façon d'évaluer le dommage subi par les habitants de la zone touchée par la pollution sonore, les vibrations et la poussière consiste à mettre en œuvre une **évaluation contingente** pour révéler le **consentement à recevoir** des habitants (i.e. le montant qu'ils seraient prêt à recevoir pour accepter de subir le dommage environnemental). Ce type d'évaluation, réalisé de manière très courante aux Etats Unis depuis les années 1980, doit cependant être mis en œuvre de manière très rigoureuse pour minimiser le risque que les personnes interrogées sur-évaluent leur réponse (biais stratégique).

La seconde méthode consiste à évaluer le coût du dommage de manière indirecte en observant la **valeur de l'immobilier**. Cette méthode, dite des **prix hédoniste**, repose sur l'idée simple selon laquelle la valeur d'un bien immobilier est non seulement déterminée par ses caractéristiques intrinsèques (surface, confort, proximité d'une ville, etc) mais aussi par la qualité de l'environnement dans lequel elle se situe (paysage, présence d'un cours d'eau, qualité de l'air, etc). Ainsi, la différence de prix entre deux résidences aux caractéristiques similaires est égale à la valeur du différentiel de qualité de l'environnement. La réalisation de ce type d'évaluation est réalisée de manière statistique en comparant les prix de marché de différents échantillons de bien immobiliers (analyses multi-variées). L'application de cette méthode s'avère impossible dans notre cas d'étude pour deux raisons : d'abord, parce que le dommage environnemental dont on veut quantifier la valeur n'a pas eu lieu (il serait généré par un hypothétique déplacement des terrils) ; ensuite parce que ce dommage affectera la zone pendant une courte durée.

En revanche, il est possible de considérer que le dommage est égal à la perte de valeur temporaire de l'immobilier multiplié par le nombre de transactions immobilières qui auront lieu pendant la durée des travaux. Supposant que 1000 logements (d'une valeur de 120 k€ chacun) sont concernés par la pollution, que les transactions représentent 5% du parc immobilier et que la perte de valeur serait de 15% par logement, le montant total du dommage s'élève à **900 k€**

Soulignons cependant ici que cette méthode d'évaluation relativement sommaire risque de sous-estimer la valeur du dommage car elle ne prend pas en compte les dommages liés à la santé (augmentation du nombre de maladies pulmonaires), le coût liés à dégradation de l'image de marque du bassin potassique qui est déjà assimilé à une zone industrielle, etc..

Les deux scénarios de dépollution par pompage intensif risquent également de générer des dommages du fait de l'important abaissement de la nappe phréatique qu'ils sont susceptibles d'induire. Ces dommages sont de deux types :

- un **dommage pour les usagers de la nappe superficielle** (essentiellement des agriculteurs) dont le débit des puits peut éventuellement être réduit ; dans le pire des cas, on peut imaginer que les pompes soient dénoyées ; le dommage peut être chiffré en supposant que ces agriculteurs cessent d'irriguer pendant la durée des pompages (6 ans pour le premier scénario, 12 pour le second), ce qui réduirait leur rendement et donc leur marge brute ; le calcul nécessite l'identification des puits concernés et la description des exploitations agricoles auxquelles ils appartiennent. Ce même dommage peut également être évalué en estimant le coût de l'approfondissement des puits.

- un dommage pour les **zones humides** alimentées par la nappe, dont un certain nombre de fonctionnalités peuvent se trouver réduites voir disparaître ; la quantification de ce dommage repose surtout sur l'évaluation des surfaces de zones humides potentiellement touchées par le rabattement de nappe ; puis on pourra considérer les zones humides comme des infrastructures naturelles, remplissant par exemple des fonctions d'épuration équivalentes à une station d'épuration ; on attribuera alors à chaque hectare de zone humide une valeur financière. Cette approche, qui permet de donner un ordre de grandeur de la valeur monétaire du dommage, ne garantit pas que toutes les fonctionnalités des zones humides soient prises en compte (support de biodiversité, régulation des crues, recharge des nappes, etc.).

☛ **Remarque méthodologique** : cette première identification des coûts environnementaux repose essentiellement sur des entretiens réalisés avec le personnel des MDPA. Elle devrait être confrontée à divers représentants du public de la zone (élus municipaux, propriétaires, agents immobiliers, agriculteurs, etc) afin de la préciser et de l'enrichir.

4.4. HIERARCHISATION DES SCENARIOS

Les estimations des coûts et efficacité des scénarios sont résumées dans le Tableau 11. Deux indicateurs de coût-efficacité sont calculés et utilisés pour hiérarchiser les programmes de mesure :

- le premier indicateur est le ratio entre le coût total du programme et le nombre d'hectares où la qualité de la nappe a été restaurée à la date butoir 2015 ; les résultats montrent que le déplacement des terrils est une option très inférieure aux autres puisqu'elle présente un coût de restauration de 120 k€par hectare contre environ 5 k€par hectare ; d'autre part, et bien que la différence soit peu significative, cet indicateur suggérerait de choisir le premier programme (le plus intensif) qui présente un coût de restauration par hectare inférieur et qui permet d'atteindre l'objectif ;
- le second indicateur est le coût total rapporté à l'hectare une fois l'objectif atteint ; le programme de pompage le moins intensif est alors le plus intéressant d'un point de vue économique à condition d'être prêt à justifier sur cette base un report de délai de 6 ans.

Evaluation des coûts disproportionnés

	Déplacement des terrils	Dépollution pompage niveau 2	Dépollution pompage niveau 1
Eléments de coût (M€)			
Construction & équipement, des puits	--	9	8.4
Fonctionnement des puits jusqu'à atteinte objectif	--	8.9	9.2
Fonctionnement des puits jusqu'en 2015		8.9	8.7
Raccordement des puits (11 km)	--	2.5	2.5
Doublement du saumoduc (10 km)	--	3	3
Déplacement des terrils	237	--	--
Dommages induits par le déplacement des terrils sur les riverains	0.9	--	--
Dommages induits par le pompage sur les zones humides	--	non évalué	non évalué
Coût total en 2015	337,9	23.4	22.6
Coût total pour atteindre l'objectif	--	23.4	23.1
Effets			
Objectif atteint en :	> 2021	2021	2015
Nombre d'hectares restaurés en 2015	2800	4779	4520
Coûts/effets			
Coût par ha restauré en 2015 (k€)	120	4.9	5
Coût par hectare restauré en 2021	--	4.9	4.8

Tableau 11 : Coût et efficacité des scénarios de restauration de la nappe du bassin potassique.

5. Identification des bénéfices associés à la restauration de la nappe du bassin potassique

L'objectif de l'étude consistant à comparer plusieurs « politiques d'amélioration », nous chercherons à quantifier le **surplus de bénéfice** auquel chaque scénario est susceptible de conduire par rapport au scénario tendanciel. Le scénario déplacement des terrils ayant été éliminé à l'issue de l'analyse coût-efficacité, nous comparons donc les deux scénarios de dépollution par pompage au scénario tendanciel. Les bénéfices quantifiés sont ceux induits par le fait que l'on restaure le bon état de la masse d'eau respectivement 6 et 12 ans plus tôt qu'avec le scénario tendanciel.

5.1. TYPOLOGIE DES BÉNÉFICES

La dégradation qualitative de la nappe du bassin potassique survenue dans les décennies passées a généré des **dommages** pour ses usagers. Réciproquement, la restauration du bon état d'une masse d'eau fortement dégradée est susceptible de générer les quatre types de **bénéfices** suivants :

- *les bénéfices d'usage direct* : il s'agit de la réduction des coûts de production et de traitement de l'eau (investissements nécessaires et coûts de fonctionnement) ou de l'augmentation de la valeur des produits fabriqués avec l'eau dont la qualité s'améliore. Les trois principaux usages potentiellement bénéficiaires d'une amélioration de la qualité dans la zone d'étude sont l'industrie, l'eau potable et l'irrigation.
- *les bénéfices d'usage indirects* : l'amélioration de la qualité de l'eau de la nappe peut avoir un impact positif sur les écosystèmes aquatiques qu'elle alimente en eau (cours d'eau drainant la nappe, zones humides). Cet impact positif peut se traduire par une augmentation de bien-être pour les usagers de ces écosystèmes (par exemple les pêcheurs si l'amélioration conduit à une augmentation de la production piscicole) ou pour les individus qui bénéficient des services rendus par ces écosystèmes (service d'auto-épuration des zones humides par exemple).
- *les bénéfices d'usages futurs potentiels* : il s'agit des bénéfices liés aux nouveaux usages (directs ou indirects) que permettrait une amélioration de la qualité de l'eau ; par exemple, on peut supposer que des industries s'installent dans le bassin potassique si la qualité de l'eau est restaurée ;
- *les bénéfices pour les générations futures* : le fait de restaurer la potabilité de l'eau dans la partie actuellement polluée de la nappe contribue à augmenter la valeur du patrimoine naturel légué aux générations futures. En effet, bien que la quantité d'eau disponible en Alsace soit très largement supérieure aux besoins actuels, il est possible qu'une situation de pénurie apparaisse dans les décennies à venir et que la ressource restaurée prenne alors une valeur non nulle⁸.

⁸ Les économistes distinguent ici la valeur d'existence d'un bien de la valeur de legs ; la valeur d'existence est accordée à un bien environnemental sans qu'aucun usage présent ou futur ne soit anticipé (on attribue ainsi une valeur d'existence à un animal en voie de disparition même si on sait qu'on ne le verra jamais) ; la valeur de legs est liée à la volonté de transmettre le bien en question aux générations futures.

Il est important de noter ici que les bénéfices liés à la restauration ont une forte probabilité d'être inférieurs aux dommages liés à la pollution survenue dans le passé pour les deux raisons suivantes :

- le terme restauration ne signifie pas forcément « rétablissement de la situation avant pollution », d'une part parce que cette situation initiale n'est pas forcément connue, d'autre part parce qu'un objectif moins contraignant peut être visé (par exemple les normes de potabilité). Par exemple, dans le cas de la nappe dans le bassin potassique, il est probable que les teneurs en chlorures étaient inférieures à 60 mg/l avant le développement de l'activité industrielle et minière ; l'objectif de la qualité que l'on se propose de restaurer se situe entre une teneur de 200 et 250 mg/l (selon l'hypothèse retenue).
- il existe des phénomènes d'irréversibilité. Par exemple, la pollution a pu conduire des acteurs à se délocaliser (industrie, captage d'eau potable déplacé) ou à investir dans des équipements de traitement : la restauration de la qualité de la nappe ne conduira pas au remboursement de ces investissements.

Par conséquent, nous proposons de procéder par étapes : (i) nous chercherons d'abord à caractériser et quantifier les dommages passés en mobilisant l'expertise des principaux acteurs concernés (usagers de l'eau, services de l'Etat, associations de protection de la nature, chercheurs, etc.) puis (ii) à caractériser les bénéfices pouvant être attendus d'une amélioration qualitative de la nappe.

5.2. BÉNÉFICES D'USAGE DIRECT POUR LE SECTEUR EAU POTABLE

☞ *Source d'information*: Conseil Général du Haut Rhin, Pole Environnement et Cadre de Vie, Service Eau et Assainissement (dossiers de subventions) ; BRGM (liste des captages AEP).

5.2.1. Dommages observés

Depuis le début du siècle, la pollution progressive de la nappe d'Alsace par les rejets des Mines de Potasse a pu être à l'origine **d'abandon de captages d'eau potable**. N'en ayant pas trouvé trace, nous ne pouvons estimer le coût des travaux ayant été rendus nécessaires.

Aujourd'hui, seuls deux champs captants sont situés dans la zone où la teneur en chlorure dépasse la norme de potabilité : celui de Neuland qui constitue l'une des deux ressources de la ville de Colmar et celui du Syndicat Intercommunal d'Eckbolsheim, Bollwiller et environs (EBE).

- *Colmar* : l'eau pompée par les deux puits du Neuland présente une teneur moyenne en chlorure supérieure à 200 mg/l, ce qui oblige la Comarienne des Eaux à pratiquer une dilution avec l'eau du puits du Dornig pour respecter la norme de potabilité⁹. Cette dilution est une première source de sur-coût de production de l'eau potable imputable à la pollution des mines de potasse. Le distributeur est aussi obligé de rajouter à l'eau brute un

⁹ A noter que la norme de potabilité était de 200 mg/l jusqu'en décembre 2001, date à laquelle ce seuil a été relevé à 250 mg/l suite à la transposition en droit français (par décret) de la directive européenne de 1998 sur les eaux destinées à la consommation humaine.

additif (polyphosphates) permettant de limiter la corrosion du réseau de distribution, ce qui représente une deuxième sur-coût de production de l'eau¹⁰. Enfin, pour faire face à l'augmentation régulière des teneurs en chlorure observées au niveau des captages du Neuland, la ville de Colmar envisage de créer un nouveau captage dans la forêt du Kastenwald : le coût de l'investissement total s'élèverait à 12,35 M€(81 MF). Ce nouveau captage permettrait en outre de faire face à une éventuelle augmentation des besoins en eau de l'agglomération et de sécuriser l'approvisionnement en eau (les 3 captages actuels se trouvant sur la même ligne de courant ce qui les rend vulnérables en cas de pollution accidentelle de la nappe). Par conséquent, le coût de création de ce captage ne saurait en aucun cas être entièrement attribué à la pollution par les chlorures.

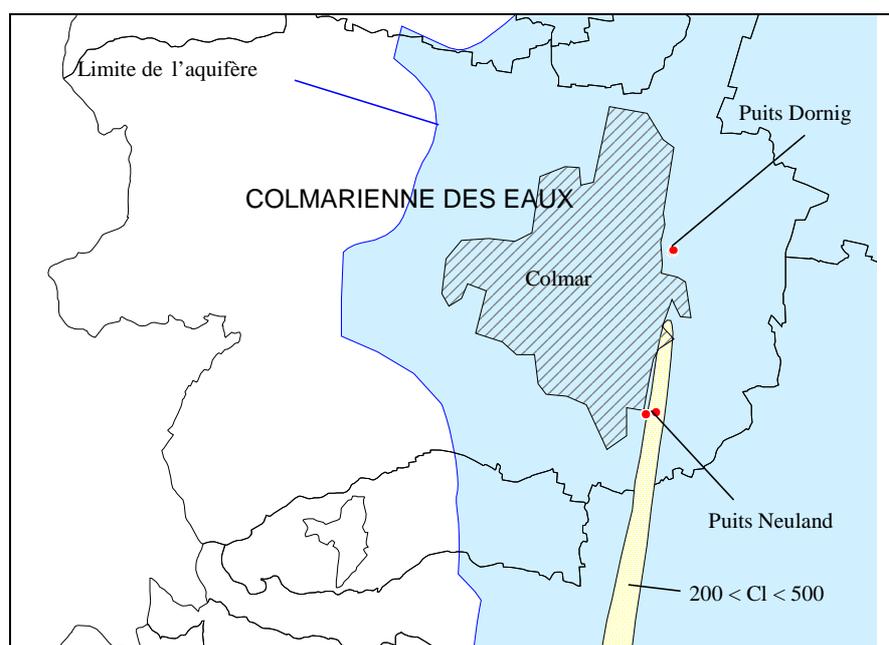


Figure 13 : Localisation des captages d'eau potable de Colmar et zone concernée par une teneur en chlorure supérieure à 200 mg/l (en jaune).

- **EBE** : Six captages du syndicat EBE sont situés dans une zone fortement polluée par les rejets des mines de potasse. L'eau pompée présente des teneurs en Cl variant de 350 mg/l à 800 mg/l. Ceci a contraint le syndicat à développer (en 1990) une interconnexion avec le Service des Eaux de Guebwiller (eau de surface de la Lauch). Le coût de la canalisation de 8 km s'est élevé à près de 11 millions de Francs (1,7 M€)¹¹. L'achat d'eau à Guebwiller représente également un sur-coût. Plus récemment, les MDPA proposent de vendre pour l'euro symbolique un puits produisant une eau de bonne qualité et de financer son raccordement au réseau de distribution d'EBE. Ce coût, bien que supporté par le pollueur, représente un dommage.

¹⁰ Les MDPA indemnisent annuellement le distributeur d'eau à hauteur du coût de cet additif.

¹¹ A noter que ce coût inclue la construction d'une station de refoulement de l'eau du Syndicat EBE vers Guebwiller supposée servir en cas de pollution majeure des ressources de surface (barrage sur la Lauch).

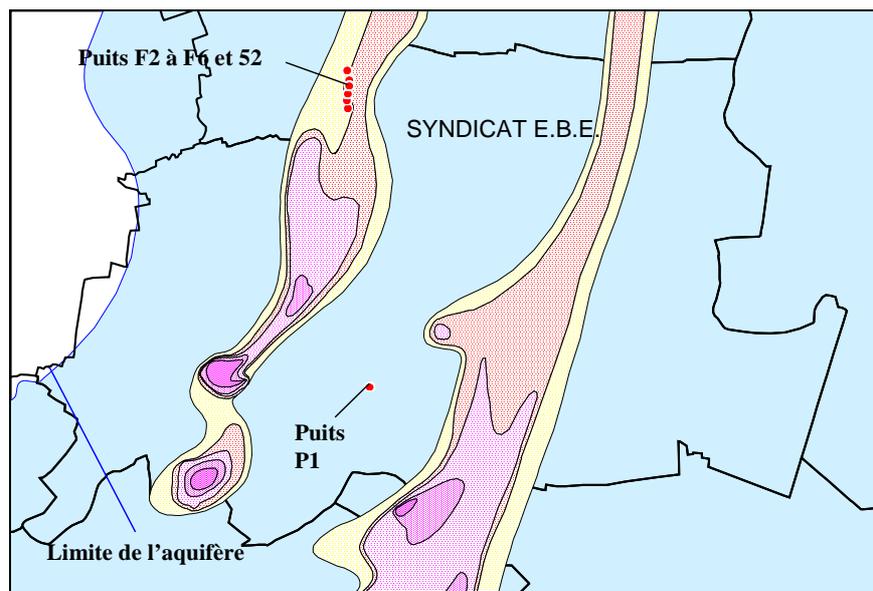


Figure 14 : Localisation des captages d'eau potable du syndicat EBE et teneurs en chlorures.

5.2.2. Bénéfices attendus

Concernant *Colmar*, on peut considérer que la restauration de la qualité de la nappe à un horizon temporel rapproché permettrait d'éviter de construire le puits du Kastenwald. L'eau devrait être traitée par osmose inverse pendant la durée de la « restauration », ce qui représente un coût supplémentaire de 0.083 €/m^3 ¹² soit, pour une consommation de 9 millions de m^3 par an, un coût total annuel de 750 k€. Le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 générerait donc un bénéfice égal au coût du traitement évité entre 2021 et 2027 (**6 M€**) ; le scénario plus intensif permettant d'atteindre l'objectif en 2015 générerait un bénéfice égal au coût de 12 ans de traitement évité, soit **12 M€**. A noter que ces deux coûts restent inférieurs à la construction du nouveau captage.

Concernant *EBE*, la restauration de la qualité de l'eau permettrait de progressivement réduire, puis d'arrêter les achats d'eau à Guebwiller qui s'élèvent actuellement à 400 000 m^3 par an (prix d'achat de l'eau non connu). Supposant que le prix d'achat est 0.5 €/m^3 et le coût de production de l'eau avec les forages du syndicat est 0.1 €/m^3 , l'économie réalisée s'élève à $0.4 \times 400\,000 = 160 \text{ k€}$ par an. Comme précédemment, le dommage évité avec le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 est égal au coût évité de 6 ans d'achat d'eau (**0.96 M€**), celui du scénario intensif au coût évité de 12 ans d'achat d'eau (**1,9 M€**).

5.3. BÉNÉFICES D'USAGE DIRECT POUR LE SECTEUR INDUSTRIEL

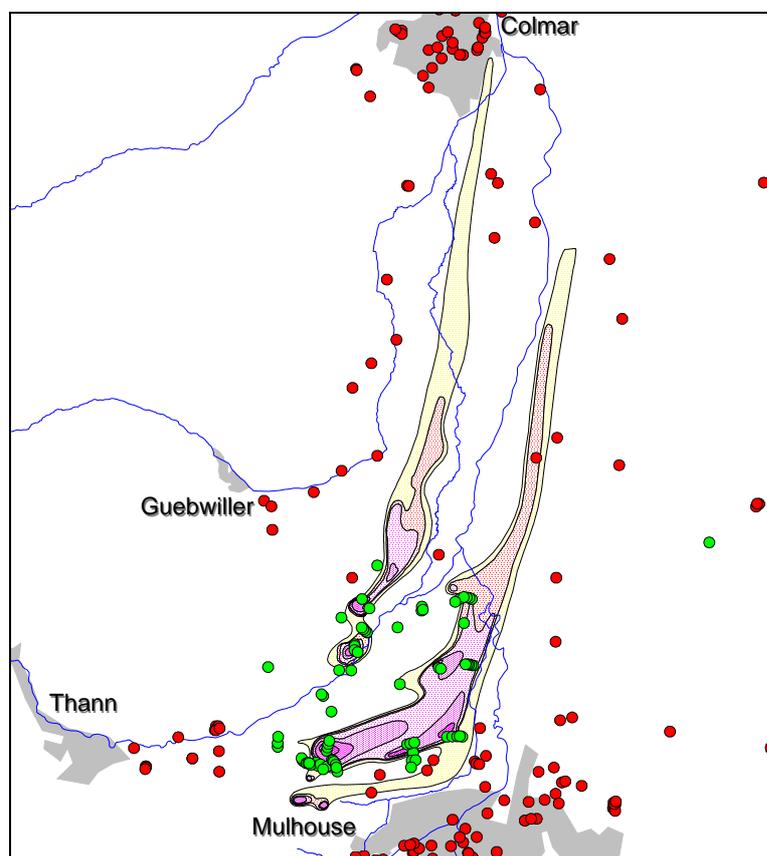
☞ *Source d'information* : Association Alsacienne des Usagers Industriels de l'Eau (entretien avec Mr. Doumas) ; BRGM (liste des captages industriels) ; AERM (liste des redevables industriels).

¹² Ce coût unitaire comprend à la fois le coût de l'investissement et le coût de fonctionnement de l'installation (hors personnel). Source : Colmarienne des Eaux.

La propagation progressive de la pollution issue des terrils des mines de potasse a entraîné **l'abandon de captages industriels** et l'installation **d'unités de traitement** de l'eau dans certaines entreprises ayant besoin d'une eau respectant des critères de qualité très stricts. Les captages abandonnés l'ont été à des dates relativement anciennes¹³. Le traitement n'a pas toujours été rendu nécessaire par la présence de chlorures mais parfois à cause de teneurs en nitrates et pesticides élevés. Les industries concernées ne sont pas systématiquement situées dans la zone où les concentrations dépassent 200 mg/l (voir carte) : certaines entreprises situées dans la zone de Mulhouse ou de Colmar ont pu être gênées par la présence de chlorure alors que la teneur ne dépassait pas le seuil de potabilité.

Les bénéfices associés à la restauration de la qualité de la nappe (250 mg/l) induiront peu de bénéfices puisque :

- les dommages liés à l'abandon de forages sont irréversibles ;
- peu d'industries utilisent encore l'eau des langues salées ;
- celles qui traitent continueront à le faire tant que la qualité de l'eau ne retrouvera pas sa teneur naturelle (voisine de 60 mg/l).



Source BRGM

Figure 15 : Localisation des points de prélèvements industriels (rouge) et teneurs en chlorures de la nappe (puits des MDPA en vert).

¹³ Cette configuration est typique des sites industriels pollués dans lesquels la pollution a entraîné la fermeture des captages (individuels ou collectifs). Le dommage a eu lieu mais il n'est pas réversible ; par conséquent, il n'y a que peu de bénéfices d'usage à attendre de la restauration de la qualité de l'eau souterraine polluée.

5.4. BENEFICES D'USAGE DIRECT POUR LE SECTEUR AGRICOLE

☛ *Sources d'information* : entretiens avec des responsables secteur irrigation de la Chambre d'Agriculture du Haut Rhin ; UAEP Plaine du Rhin ; INRA Colmar.

5.4.1. Dommages observés:

Les fortes concentrations en NaCl de la nappe provoquent trois types de dommages pour les agriculteurs irriguant leurs cultures : (i) des dommages liés à la corrosion des matériels d'irrigation, (ii) des dommages aux cultures irriguées avec l'eau salée et (iii) des dommages aux sols arrosés.

La corrosion des matériels d'irrigation : plus la teneur en NaCl de l'eau pompée dans la nappe est élevée, plus la corrosion des équipements est rapide ce qui contribue à réduire d'un facteur variant de 2 à 10 la durée de vie des équipements. Les forages dont le tubage a été réalisé en acier sont fortement affectés, ils doivent être doublés par un tubage en PVC de diamètre inférieur ; les pompes installées dans les puits sont également dégradées plus rapidement que dans des conditions normales. La teneur élevée en NaCl réduit aussi la durée de vie des pivots d'irrigation : les tuyaux se rouillent par l'intérieur et les buses d'aspersion se bouchent progressivement.

Dommages aux sols : l'irrigation des cultures avec de l'eau concentrée en NaCl contribue à saturer le sol en NaCl. Ceci provoque des problèmes de stabilité structurale du sol ce qui se traduit par : (i) un compactage du sol (moins d'agrégats), (ii) un ressuyage plus lent des sols, (iii) une plus grande sensibilité au phénomène de battance (la pluie provoque la formation d'une croûte superficielle) et une baisse de la capacité de rétention des apports en engrais par le sol saturé en NaCl (et un lessivage des nitrates en particulier). Cette dégradation du sol conduit, selon la profession agricole, à une baisse de rendement du maïs. Cette baisse est cependant très faible, comme le montre une étude spécifique de l'INRA réalisée à la fin des années 1980. Par conséquent, ce dommage est supposé négligeable au regard des autres éléments à quantifier.

Dommages aux cultures spéciales : l'utilisation d'eau salée pour l'irrigation des cultures comme le tabac provoque une baisse sensible de qualité des productions (tâches sur les feuilles, problèmes de combustion du tabac). Il en résulte un déclassement des produits et une baisse significative de la marge brute possible sur cette culture. Par conséquent, certains exploitants agricoles qui souhaiteraient cultiver le tabac sont obligés de se rabattre sur d'autres cultures (maïs) ce qui se traduit par un manque à gagner et une mauvaise valorisation de la main d'œuvre disponible sur les exploitations¹⁴.

La Chambre d'Agriculture précise que le problème de qualité de l'eau représente également un frein au développement des cultures maraîchères légumières : en effet, les industries agroalimentaires imposent un cahier des charges relativement strict par rapport aux teneurs en chlorure des produits finaux.

¹⁴ Cette augmentation du maïs a comme effet indirect d'augmenter la pollution diffuse d'origine agricole, la culture du maïs étant plus polluante que celle du tabac. La restauration de la qualité de la nappe, en permettant un développement de la culture du maïs conduirait donc aussi à une réduction de la pollution diffuse d'origine agricole.

5.4.2. Bénéfices attendus

Réduction de la corrosion

La quantification du problème de corrosion peut être faite en comparant la durée de vie actuelle du matériel d'irrigation (d) avec celle prévue par le constructeur (d'), et qui pourrait être retrouvée en cas de restauration du « bon état » de la masse d'eau. Pour un investissement en matériel d'irrigation d'un montant I , le bénéfice annuel auquel conduit la restauration du bon état de la nappe est égale à : $(I/d) - (I/d')$.

Dans le cas d'un pivot d'irrigation par exemple, permettant d'irriguer 30 hectares, le montant de l'investissement est de 55 K€ environ (360 KF), la durée de vie moyenne de 20 ans et la durée de vie observée dans la zone de 7 ans¹⁵. Le montant du bénéfice annuel serait donc de 170€ (1100 F) par hectare et par an ; considérant que moins de 5 pivots utilisent de l'eau prélevée dans la zone concernée par la pollution, le bénéfice d'usage pour les utilisateurs de pivots serait de **123 k€** pour le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 (coût évité de 6 ans de corrosion) et de **246 k€** pour le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2015 (12 ans de corrosion évitée).

Remarque : si l'on souhaite prendre en compte le caractère progressif de la restauration de la qualité de l'eau, on peut écrire le bénéfice comme suit:

$$B = \sum_{t=2009}^T 170 * S_t$$

où :

S_t est la surface sur laquelle la qualité de l'eau a été restaurée à l'année t (il faut en effet tenir compte du caractère progressif de l'amélioration de la qualité des eaux dans chaque scénario).

T est l'année à laquelle l'objectif de bon état est atteint ($T=2015$ pour le scénario 1, 2021 pour le 2, 2027 pour le 3).

Le même calcul peut être répété avec les forages et les pompes utilisées. Environ 50 agriculteurs sont concernés par ce problème de corrosion, le problème se manifestant avec une intensité variable selon le lieu (et la concentration en sel de l'eau utilisée)¹⁶. En supposant (i) que la durée de vie du tube des forages est réduite de 40 à 20 ans et que celle des pompes passe de 15 à 7,5 ans et (ii) qu'un puits agricole, profond de 10 à 30 mètres selon le lieu coûte environ 20,000 € et qu'une pompe coûte 3000 €, on peut estimer le coût du dommage à 700€ par an et par puits, soit un coût annuel total de 35,000 €. Avec ces hypothèses, le bénéfice total pour les propriétaires de puits agricoles serait de **210 k€** pour le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 et de **420 k€** pour le scénario plus intensif permettant d'atteindre l'objectif en 2015.

¹⁵ Chiffres produits à titre indicatifs par la Chambre d'Agriculture du Haut Rhin.

¹⁶ Une évaluation plus précise nécessiterait d'identifier précisément les agriculteurs concernés et de les localiser sur une carte représentant les teneurs en sel de la nappe. Ce travail ne sera pas effectué dans le cadre de cette étude préliminaire.

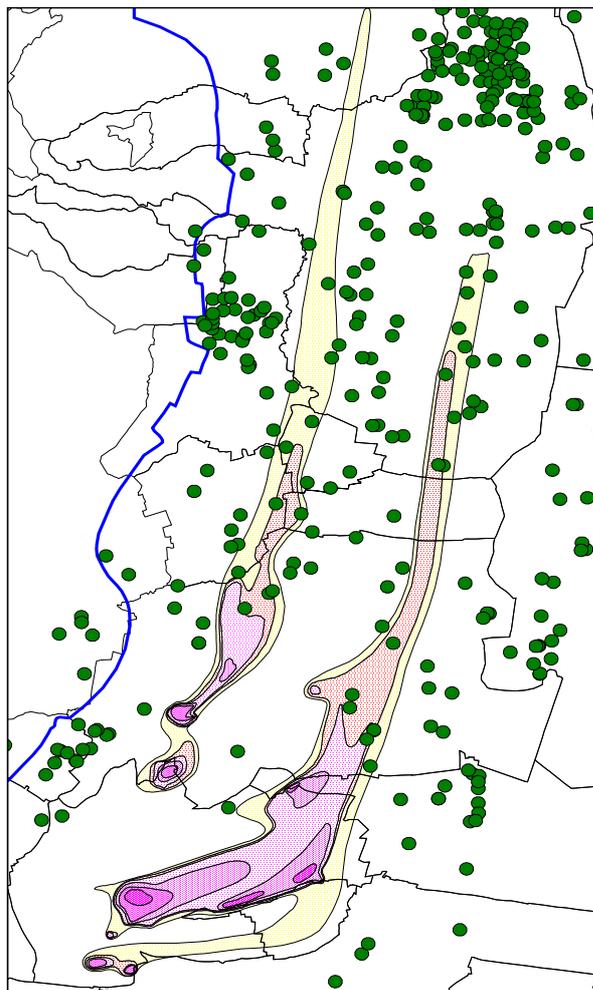


Figure 16 : Localisation des forages agricoles concernés par la pollution par les chlorures (source : BRGM et Conseil Régional d'Alsace)

Cultures spéciales

En ce qui concerne la possibilité de cultiver le tabac, le bénéfice peut être évalué monétairement en multipliant les surfaces agricoles qui seraient cultivées en tabac en absence de pollution (S_t) par le manque à gagner unitaire c'est à dire la différence de marge brute par hectare entre la culture du maïs (MB_m) et celle du tabac (MB_t) :

- S_t est égale à la surface sur laquelle le tabac pourrait physiquement être cultivé (sols profonds) multiplié par un coefficient représentant la proportion moyenne du tabac dans les assolements dans les zones où le tabac est cultivé (vers Benfeld par exemple) ;
- Les valeurs de marge brute seraient également celles observées dans les régions productrices de tabac (bas Rhin).

Ne disposant pas de ces données, nous prenons les chiffres suivants à titre indicatif : (i) le tabac pourrait être cultivé sur 30 hectares si la qualité de l'eau était restaurée à 250 mg/l ; (ii) les marges brutes sont respectivement de 1100 €/ha pour le maïs irrigué et 8000 €/ha pour le

tabac ; et (iii) la culture d'un hectare de tabac nécessite 0.4 emploi annuel par hectare (contre 0.05 pour la culture du maïs.

Avec ces hypothèses, le bénéfice lié à la culture du tabac serait égal à 10,5 emplois supplémentaires et une hausse du revenu agricole de 204 k€ par an. Le bénéfice lié à la mise en œuvre du scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 est égal à **1, 22 M€**; celui généré par le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2015 est de **2.44 M€**

5.5. BÉNÉFICES D'USAGE INDIRECT

☛ *Source d'information* : entretiens avec des experts du Conseil Supérieur de la Pêche (brigade du Haut Rhin) ; du Conseil Général du Haut Rhin, Pôle Environnement ; du Laboratoire d'Ecologie végétale et d'Hydrologie, CNRS, Strasbourg.

Les fortes teneurs en chlorure de sodium de la nappe n'ont a priori pas de conséquences majeures sur les cours d'eau et les écosystèmes aquatiques du bassin potassique pour les raisons suivantes :

- dans le bassin potassique, les cours d'eau qui se situent au dessus du niveau piézométrique ré-alimentent la nappe par infiltration ; par conséquent, il ne peut pas y avoir de flux de sel de la nappe vers les cours d'eau ;
- la situation s'inverse aux environs de Colmar où les cours d'eau drainent la nappe et où ils pourraient théoriquement être contaminés par les chlorures contenus dans celle-ci ; cependant, les concentrations en sel des eaux drainées à ce niveau sont relativement faibles (inférieures à 150 mg/l) et n'ont pas d'impact sur la qualité des cours d'eau ;
- il est à noter que les populations piscicoles sont peu sensibles aux teneurs en sel ; certaines espèces d'invertébrés pourraient éventuellement être perturbées à condition que les teneurs augmentent de façon significative ;
- de même, le fonctionnement des principales zones humides du bassin potassique (Figure 17) ne semble pas être affecté par une variation des teneurs en sel ; l'impact des affaissements miniers qui provoque une hausse des infiltrations des cours d'eau et assèche certaines zones humides latérales est beaucoup plus important.

Par conséquent, la restauration de la qualité de la nappe phréatique n'est pas susceptible de générer des bénéfices environnementaux pour les écosystèmes aquatiques.

Cette conclusion s'appuie essentiellement sur l'avis de deux experts : le chef de la brigade du Haut Rhin du Conseil Supérieur de la Pêche et un chercheur en écologie du CNRS. L'analyse sommaire présentée ci-dessus pourra être complétée ultérieurement par des entretiens avec le Conseil Supérieur des Sites Alsaciens, des Associations comme ODONAT, Alsace Nature, et de simples résidents de la zone (promeneurs, pêcheurs, etc.).

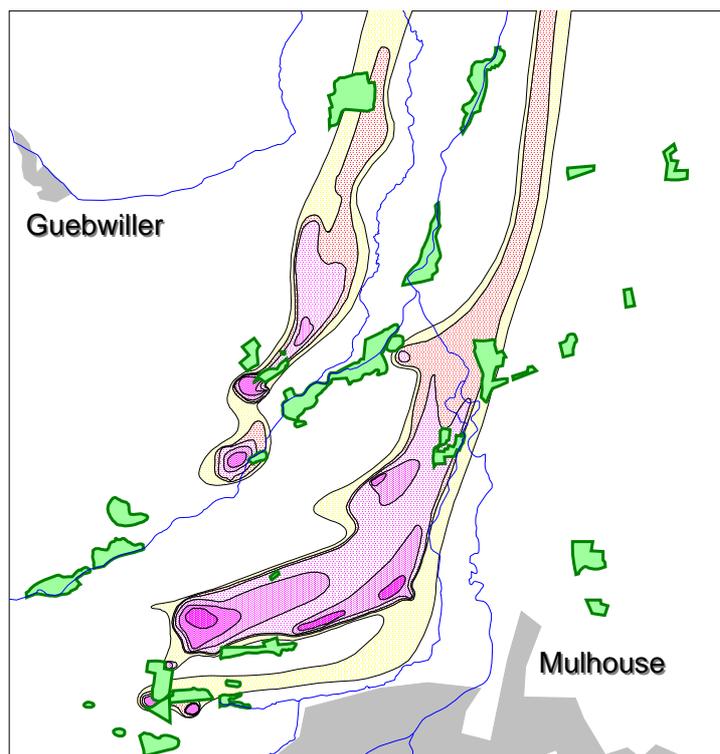


Figure 17 : Principales zones humides (en vert) et cours d'eau de la zone contaminée par les chlorures des MDP.

5.6. BÉNÉFICES D'USAGES POTENTIEL

Bien que la partie polluée de la nappe du bassin potassique soit aujourd'hui très peu utilisée, elle représente une ressource potentiellement utilisable dans le futur et revêt de ce fait une certaine valeur. Nous cherchons ici à suggérer des pistes de travail pour évaluer cette valeur, appelée valeur d'option par les économistes et définie comme « les bénéfices que les agents économiques réalisent en restaurant la qualité de la nappe afin de se préserver la possibilité ultérieure d'un usage direct ou indirect quelconque ». Pour quantifier cette valeur d'option, deux approches sont possible : l'évaluation contingente et l'approche prospective. Nous en résumons rapidement les grands principes et étapes méthodologiques ci-dessous.

5.6.1. Evaluation contingente

L'application de la méthode à notre problématique consisterait à placer des individus devant les deux scénarios hypothétiques de restauration de la qualité de la nappe (horizon 2021 et horizon 2015) et de leur demander de quantifier l'effort financier qu'ils seraient prêt à réaliser pour que chacun de ces scénarios soit réalisé.

La première phase de l'évaluation consiste en la réalisation d'enquêtes auprès de plusieurs centaines d'individus. Une présentation du scénario de restauration est réalisée en début d'entretien en essayant de donner une image précise et concrète de la situation avant et après restauration (utilisation de cartes de qualité, descriptions des impacts positifs attendus, etc.). Un mode de paiement est proposé aux personnes interrogées afin de rendre concrète la

décision (augmentation de l'impôt, de la facture d'eau). Dans certaines études, on demande même aux personnes interrogées de s'engager à payer le montant qu'elles déclarent. Les enquêtes peuvent être réalisées par téléphone, voie postale ou en face à face. Les caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées sont recueillies (catégorie socio-professionnelle, niveau de salaire, situation familiale, etc). L'échantillon doit inclure des individus qui utilisent la nappe et d'autres qui ne l'utilisent pas.

Les résultats sont exploités de deux manières. Dans un premier temps, on recherche les facteurs expliquant d'un point de vue statistique les consentements à payer exprimés (par exemple, existe-t-il une relation entre la réponse et la localisation géographique, la catégorie socio-professionnelle, le montant du salaire ?). Puis, on agrège les résultats obtenus sur l'échantillon à l'échelle de toute la population concernée par la masse d'eau, de manière à avoir le consentement à payer de la population pour les deux scénarios proposés. On distingue alors deux types de population : celle utilisant l'eau et celle ne l'utilisant pas, la première étant susceptible d'avoir un consentement supérieur : la différence des deux consentements à payer est égale à la valeur de non usage, incluant la valeur d'option (usage futur potentiel), la valeur d'existence et la valeur de legs. La méthode ne permet pas de distinguer ces composantes.

En conclusion, l'application de cette méthode au bassin potassique permettrait de quantifier les bénéfices de non usage sans pouvoir en distinguer les composantes. Elle nécessiterait la mobilisation de ressources importantes d'un point de vue financier (coût des enquêtes) et d'un point de vue de l'expertise scientifique (économiste, spécialistes de l'évaluation contingente, hydrogéologues, spécialiste en communication, etc).

5.6.2. La méthode prospective

L'application de la méthode prospective à notre problématique consisterait à réaliser des scénarios d'évolution probable du système économique, à anticiper la nature des besoins futurs en eau et à quantifier sur cette base la valeur des usages futurs. Chaque scénario doit être assorti d'une probabilité et les résultats peuvent être agrégés. L'avantage de cette méthode par rapport à la précédente est qu'elle permet d'isoler la valeur d'option des valeurs de legs et d'existence.

De manière concrète les étapes d'une analyse prospective seraient les suivantes :

- 1- Identifier les grandes **tendances** actuelles au sein des différentes composantes du système économique du bassin potassique : tendances de développement économique par secteur d'activité, tendances d'évolution des besoins en eau (besoins en quantité et en qualité), représentation géographique de ces évolutions.
- 2- Recueillir le **point de vue du public** et de ses représentants par voie **d'enquêtes individuelles** sur les tendances et sur les « chocs » ou « ruptures » susceptibles de survenir dans les années à venir ; l'existence de telles ruptures, définies comme des inflexions brutales des tendances, peut être perçue de manière très hétérogène par les différents acteurs de la société civile et experts, d'où la nécessité d'une consultation du public dès le stade initial de l'analyse.
- 3- **Confronter les différents points de vue** (réunion des acteurs principaux) afin de stabiliser un nombre limité de scénarios prospectifs. La description narrative d'un scénario est tout aussi importante que son aspect quantifié car elle facilite l'échange d'idée avec les autres acteurs.

- 4- **Evaluer quantitativement** les usages futurs associés à chaque scénario prospectif en utilisant des variables économiques : emploi généré, chiffre d'affaire ou revenu généré, retombées fiscales pour les collectivités locales, etc.

Pour illustrer, nous présentons ci dessous un scénario prospectif décrit par l'une des personnes rencontrées dans le cadre de cette étude. Il s'agit d'un **scénario de développement industriel** du bassin potassique.

- Ce scénario part du constat selon lequel le bassin potassique dispose d'un fort potentiel de développement industriel du fait (i) de l'existence de nombreuses friches industrielles (anciens carreaux de la mine) que les MDPA cherchent à reconverter et valoriser, (ii) de la bonne infrastructure routière et ferroviaire et (iii) de la proximité de Mulhouse et Bâle.
- L'un des facteurs risquant de freiner ce développement industriel est la mauvaise qualité de l'eau souterraine, qui rend impossible le pompage individuel de l'eau par les entreprises sur leur lieu d'implantation et qui les contraindrait à utiliser de l'eau distribuée par les collectivités (beaucoup plus chère), pour peu que celles-ci réalisent les investissements nécessaires (création de nouveau captages, redimensionnement des réseaux, etc.). Par conséquent, une amélioration de la qualité de l'eau de la nappe serait susceptible de générer de nouveaux usages. Les bénéfices liés à ces nouveaux usages dépendent en partie de la rapidité avec laquelle le bon état de la masse d'eau est restauré, ils seront donc supérieurs pour le scénario de restauration rapide (2015) que pour le scénario lent (2021).
- La quantification de ces bénéfices doit se faire à travers un recensement des zones d'accueil possible, des projets des collectivités locales, etc. Une implication forte des collectivités locales et territoriales, de la CCI et d'autres acteurs économiques est alors nécessaire.
- Ce scénario doit ensuite être confronté à la vision d'autres acteurs, susceptibles de l'enrichir ou de le remettre en cause. Parmi les objections déjà formulées au cours des entretiens réalisés dans le cadre de cette étude, citons les suivantes :
 - la principale contrainte risquant de limiter l'installation d'industriels n'est pas la disponibilité d'eau de bonne qualité, mais la capacité des cours d'eau à recevoir des effluents ; en effet, le bassin potassique est traversé par des cours d'eau ayant une faible capacité de dilution ; on observe d'ailleurs que les industries s'installent principalement au bord du Rhin, capable d'absorber des flux de polluants très importants.
 - La partie salée du bassin potassique a une extension géographique limitée ; il est donc possible d'importer de l'eau de l'extérieur de cette zone à un coût acceptable ; les MDPA ont par exemple déjà réalisé une installation d'adduction d'eau industrielle de ce type dans une zones d'activité économique.

En conclusion, il convient de souligner que la mise en œuvre d'une approche prospective de ce type risque également d'être exigeante en ressources financières. Outre le fait qu'elle permet d'évaluer la valeur d'option, son principal avantage par rapport à la méthode d'évaluation contingente est de permettre d'amorcer la consultation du public de manière plus large et structurée :

- plus large car la gamme des acteurs consultés inclue non seulement des citoyens (comme dans le cas de l'évaluation contingente) mais aussi un ensemble de représentants des différents types d'usagers, des élus, etc.
- plus structurée car réalisée en plusieurs étapes, alternant recueil de points de vue et confrontation de visions et permettant in fine de faire émerger un ensemble limité de visions du futur partagées par les acteurs.

5.7. BENEFICES POUR LES GENERATIONS FUTURES

5.7.1. L'évaluation de la valeur de non usage de la nappe d'Alsace

Comme nous l'avons vu précédemment, les bénéfices de non usage peuvent être évalués en ayant recours à l'évaluation contingente. La méthode et ses modalités d'application à notre cas d'étude ayant été présentées ci-dessus, nous concentrons ici notre attention sur la possibilité d'utiliser les résultats d'évaluations contingentes existantes.

Parmi les nombreuses évaluations contingentes appliquées aux eaux souterraines, une seule a été réalisée en France par le laboratoire BETA de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg. Cette étude porte sur l'évaluation de la valeur patrimoniale de la nappe d'Alsace. Réalisée entre 1993 et 95, elle évalue le consentement à payer des ménages alsacien pour préserver la qualité de la nappe à respectivement 93€ (612F) et 51€ (340 F) par ménage et par an, sous forme d'une augmentation de la facture d'eau. Ces valeurs sont obtenues avec un échantillon de 817 ménages recevant à leur robinet de l'eau provenant de la nappe d'Alsace et 159 ménages n'utilisant pas l'eau de la nappe, ont ensuite été agrégées.

Ces résultats sont ensuite agrégés en multipliant le consentement à payer médian par la population alsacienne (en distinguant usagers de non usagers) ; la valeur économique totale de la nappe est ainsi évaluée à 64 M€ se décomposant en 345 MF (53) M€ de valeur d'usage et 71 MF (11 M€) de valeur de non usage¹⁷.

5.7.2. Application au bassin potassique

Une évaluation de la valeur de non usage de la nappe phréatique du bassin potassique pourrait être réalisée à partir des résultats produits par le BETA. Deux méthodes d'évaluation seraient alors possibles :

- la première consiste à partir de la valeur de consentement à payer des non usagers et de la multiplier par le nombre de personnes concernées par la protection de la nappe du bassin potassique ; la définition de cet ensemble de personne concernée est relativement difficile : doit-on inclure la ville de Mulhouse ou non ? Quel ensemble de communes doit-on prendre en compte dans la partie vosgiennes ? En supposant que 10% de la population alsacienne est concernée on arrive à un chiffre agrégé de **1.1 M€** par an.
- la seconde consiste à supposer que la valeur de non usage de la nappe du bassin potassique est égale à celle de la nappe d'Alsace dans son intégralité multipliée par le rapport des volumes des deux nappes ; en supposant que ce rapport des volumes est de l'ordre de 0.05 (chiffre exact à recalculer avec des données plus précises), on évaluerait

¹⁷ Pour plus de détails sur la procédure d'agrégation, voir le rapport d'étude du BETA.

cette valeur à $0.05 \times 11 = 0.55$ M€ par an, soit une valeur deux fois inférieure à la précédente estimation. Nous retiendront cette option pour la suite.

Les chiffres estimés ci-dessus correspondent au bénéfice que retireraient les agents économique du fait de la restauration de la qualité de la nappe. Ce bénéfice étant exprimé par année, on peut évaluer la perte de bénéfice auquel conduit chacun des deux scénarios de dépollution par pompage envisagés ci-dessus :

- le scénario le plus intensif, permettant d'atteindre l'objectif en 2015 permet de restaurer la nappe 15 ans avant la date à laquelle le scénario tendanciel permettrait d'atteindre l'objectif ; la valeur du bénéfice de non usage peut donc être évaluée à **6.6 M€** (12×0.55 M€) ;
- le second scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2021 ne génère de bénéfices de non usage que pendant une durée de 6 ans ; le bénéfice de non usage auquel il conduit est de **3.3 M€**

Ces chiffres seront repris dans la partie suivante, mais ils doivent être manipulés avec précaution du fait :

- des limites de la méthodologie employée ; rappelons que l'usage de la méthode d'évaluation contingente fait l'objet de sévères critiques dans la communauté scientifique ;
- que les valeurs utilisées sont des valeurs de non usage, et qu'elles incluent à la fois la valeur d'option (usages futurs possibles), la valeur d'existence et la valeur de legs ; il s'agit donc de veiller à ne pas faire de double comptes si la valeur d'option a été évaluée précédemment par la méthode prospective ;
- des difficultés liés au transfert d'une valeur évaluée à l'échelle de la nappe à partir d'un échantillon de faible taille sur une autre zone.

6. Justification d'une dérogation dans le cas d'étude

6.1. BILAN DES COÛTS ET BÉNÉFICES

Le *Tableau 12* ci-dessous résume les valeurs de coûts et de bénéfices évalués dans les sections ci-dessus.

Coût		Dépollution pompage niveau 2 (2015)		Dépollution pompage niveau 1 (2021)	
		M€	% total	M€	% total
	Coût total pour atteindre l'objectif	23.4		23.1	
Bénéfices		M€	% total		
Bénéfices d'usage direct	Eau potable (traitement évité)				
	- Colmar	12	50.8	6	50.8
	- EBE	1.9	8	0.96	8
	Agriculture irriguée				
	- corrosion évitée (pivots)	0.24		0.12	
	- corrosion évitée (puits)	0.42		0.21	
	- rendement augmentés	~0		~0	
	- culture du tabac possible	2.44		1.22	
	Total	3.1	13.1	1.55	13
	Bénéfices industriels	0		0	
Bénéfices d'usage indirect	- qualité des cours d'eau du bassin potassique	~ 0	0	~0	0
	- fonctionnement des zones humides	~ 0		~ 0	
Bénéfices d'usages futurs	Développement industriel – valorisation des friches industrielles du bassin potassique	non évalué	--	non évalué	--
Bénéfices de non usage	(incluant bénéfices d'usages futurs)	6.6	28	3.3	28
Total bénéfices		23.6	100	11.8	100
Coûts-bénéfices		< 0		> 0	

Tableau 12 : Coûts et bénéfices

Les principaux points à noter sont les suivants :

- pour les deux scénarios, la principale composante des bénéfices est celle liée aux bénéfices d'usage pour le secteur de l'eau potable ; elle représente dans les deux cas plus de 50% des bénéfices ;
- la valeur de non usage, calculée en utilisant les résultats d'une évaluation contingente pré-existante, représente près d'un tiers du bénéfice total ; elle inclue à la fois les bénéfices d'usages futurs et les bénéfices de non usage ;
- la somme des bénéfices est très largement supérieure pour le scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2015 par rapport à celui permettant de restaurer la nappe en 2021. Il est donc préférable de restaurer rapidement la qualité de la nappe. Notons cependant ici que ce résultat est dû à l'hypothèse très simplificatrice que nous avons réalisé en ignorant le caractère progressif de la restauration de la qualité de la nappe.

- le solde coûts moins bénéfice est positif pour le premier scénario et négatif pour le second, ce qui, d'un point de vue du bien être collectif, conduit à recommander la mise en œuvre du scénario permettant d'atteindre l'objectif en 2015.

6.2. LA CAPACITE A PAYER DES ACTEURS

Le coût des mesures actuellement mises en œuvre pour restaurer la nappe du bassin potassique sont supportées par les Mines de Potasse d'Alsace, l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, la Région Alsace et le Fonds Européen FEDER. S'agissant de quatre établissements publics, on peut donc considérer que ces coûts sont supportés par les ménages à travers le paiement de l'impôt national et régional et des redevances sur l'eau (via facture d'eau). On peut donc supposer que le coût des mesures supplémentaires envisagées pour atteindre l'objectif en 2015 soit également supporté par les ménages.

La question de la capacité à payer revient à savoir si une augmentation des prélèvements (via l'impôt et les redevances de l'Agence de l'eau) à hauteur de 23.4 millions d'Euros serait acceptable pour les ménages concernés par les mesures (« those affected by the measures », guide méthodologique, annexe IV.I. p69). Si l'on suppose que cette population concernée peut être définie comme les 60000 ménages du bassin potassique (i.e. incluant Mulhouse), la contribution de chaque ménage s'élèverait à 390 € sur 13 ans¹⁸, soit 30€ par an et par ménage. Une telle augmentation des prélèvements, qui peut être modulée en fonction des revenus par soucis d'équité ne saurait en aucun cas être considérée comme disproportionnée par rapport à la capacité à payer des ménages.

Ce coût par ménage peut d'ailleurs être mis en regard avec le consentement à payer des ménages pour protéger la nappe d'Alsace qui s'élève à 94€ par ménage et par an (valeur d'usage et de non usage). Cette comparaison confirme donc la conclusion précédente.

6.3. CONCLUSION SUR LE CAS D'ETUDE

Les principales conclusions de l'étude de cas sont les suivantes :

- 1- Les mesures mises en œuvre actuellement par la Commission Inter service de contrôle des rejets des Mines de Potasse d'Alsace sont suffisantes pour éviter toute dégradation ultérieure de la langue salée Est du bassin potassique (condition préalable à la justification d'une dérogation). Elles devraient permettre d'atteindre le bon état (défini comme la norme de potabilité) en 2027.
- 2- Parmi les mesures supplémentaires pouvant être mises en œuvre, le déplacement des terrils est une solution coûteuse et peu efficace ; la solution consistant à dépolluer par pompage de l'eau salée est caractérisée par un ratio coût-efficacité inférieur (donc préférable).
- 3- L'analyse conclue que les coûts de deux scénarios de dépollution par pompage sont inférieurs ou égaux aux bénéfiques qu'ils génèrent. Par conséquent les coûts ne sauraient être considérés comme disproportionnés et la restauration de la masse d'eau doit être entreprise de manière à atteindre l'objectif en 2015.

¹⁸ Rappelons que nous avons supposé que les programmes de mesures sont mis en œuvre dès 2002

Ces résultats sont bien entendus à considérer avec précaution compte tenu des nombreuses simplifications réalisées et de l'incertitude qui leur est associée (mais qui n'a pas été quantifiée). Rappelons à ce propos qu'ils n'ont été produits que dans un but d'illustration de la méthodologie et qu'ils ne sauraient être utilisés comme argumentaire justifiant le choix (ou non) d'une dérogation. Rappelons également qu'ils ne s'appuient que sur une étude de cas de la langue salée Est qui est susceptible d'être la plus facilement restaurée car contenant moins de sel que la langue ouest mais aussi parce qu'elle est traversée par des cours d'eau qui facilitent la dilution de la pollution.

7. Conclusion Bilan et enseignements tirés du test

7.1. IMPRECISIONS ET INSUFFISANCES DU GUIDE

Méthodes d'estimation de l'écart à l'objectif : le guide n'aborde pas du tout la question des outils et méthodes pouvant être utilisés pour simuler l'état de la masse d'eau en 2015. Bien que cette question relève du groupe de travail IMPRESS et non du groupe WATECO, il s'agit du point de départ de l'analyse économique. C'est en effet l'évaluation du risque de non atteinte de l'objectif qui détermine la nécessité de mettre en œuvre des programmes de mesures supplémentaires. Nous suggérons donc que soit inclus dans le guide une section rappelant succinctement les approches (outils et méthodes) pouvant être utilisés pour évaluer le risque de non atteinte de l'objectif pour les eaux souterraines comme de surface.

Justification des coûts disproportionnés : le raisonnement décisionnel à suivre pour justifier une dérogation n'est pas suffisamment explicite dans l'annexe IV.I du guide. Le schéma de la page 73 doit en particulier être revu de manière à montrer l'existence d'une succession d'analyse coût bénéfice et coût efficacité (répétées pour chaque échéance). Ce diagramme doit également intégrer de manière explicite la façon dont sont prise en compte les contraintes de capacité à payer des acteurs (voir proposition faite dans la *Figure 2* de ce rapport). Une définition claire de la capacité à payer doit également être proposée.

Taux d'actualisation : le guide aborde la question de l'actualisation mais ne propose pas de recommandation pour le choix d'une valeur à utiliser dans les calculs. Or le choix d'une valeur de taux d'actualisation peut conditionner les résultats dans certaines configurations où coûts et bénéfices seront étalés de manière très distinct dans le temps. Cette question faisant l'objet d'un débat au sein de la communauté des économistes, il ne semble pas souhaitable que le guide impose une valeur de taux d'actualisation. Nous suggérons cependant qu'il explicite les différentes options (voir encadré 6 page 51) afin que le choix d'une valeur soit réalisée en connaissance de cause lors de la réalisation de l'analyse économique.

7.2. LES DIFFICULTES RENCONTREES

7.2.1. Prédire l'écart à l'objectif

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour simuler l'évolution de l'état d'une masse d'eau souterraine : avis d'expert, prolongation statistique des tendances ou modélisation mathématique du fonctionnement de l'aquifère. Le choix de la méthode à mettre en œuvre dépend essentiellement des données disponibles : nombre et répartition spatiale des points de mesure, précision des mesures effectuées, longueur des chroniques disponibles, connaissance de la géologie et du fonctionnement de l'aquifère, etc. Il dépend également de l'importance de l'enjeu que représente la restauration de la masse d'eau étudiée à l'échelle du district : les ressources financières investies dans les études seront proportionnées à l'enjeu de restauration de la masse d'eau.

Quel que soit la méthode utilisée, il est important de souligner le rôle prépondérant que l'expertise est susceptible de jouer. L'exemple d'application de la méthode au bassin potassique a ainsi montré que l'expertise intervenait lors de la conception du modèle (choix de représentation simplifiée de l'aquifère et de ses propriétés), lors de son calage et lors de

l'analyse des résultats. Dans ce cas précis, l'expertise mobilisée permet de relativiser les résultats des simulations qui prédisent une restauration de la qualité de la nappe en 2027 en précisant qu'il existera toujours des coulées de salure très concentrées dont le modèle ne peut pas rendre compte du fait des hypothèses sous-jacentes à sa conception.

7.2.2. Le problème de l'évaluation monétaire des bénéfices de non usage

L'application de la méthode au bassin potassique a souligné que les bénéfices de non usage peuvent représenter une part importante du bénéfice total de restauration d'une nappe. Ce constat est confirmé par les résultats d'autres évaluations contingentes appliquées aux eaux souterraines réalisées aux USA en particulier. Ceci suggère que l'analyse économique permettant de justifier une dérogation ne pourra pas faire l'économie de l'évaluation de ces bénéfices.

Dans notre étude de cas, l'évaluation des bénéfices de non usage a été rendue possible grâce à l'existence d'une **évaluation contingente** appliquée au cas de la nappe d'Alsace et réalisée selon un protocole permettant de distinguer valeur d'usage et de non usage. Or il s'agit d'une étude unique en France. Par conséquent, l'évaluation des bénéfices de non usage pour toute autre nappe nécessitera soit la réalisation d'une évaluation contingente de la valeur de l'actif naturel, soit le transfert de valeurs obtenue dans d'autres études de cas.

Compte tenu du fait que la réalisation de ce type études est coûteuse (réalisation d'un nombre important d'enquêtes), nécessite des compétences spécifiques n'existant que dans le secteur de la recherche et demande des délais de réalisation assez longs, la première solution ne paraît pas réaliste. Le **transfert de valeur**, plus facile à mettre en œuvre, est une méthode alternative qui pose un certain nombre de problèmes scientifiques. Cette méthode consiste à appliquer des valeurs de bénéfices non marchands évalués sur un site original (appelé site d'étude) vers un autre site (appelé site de projet). Par exemple, dans le cas des eaux souterraines, la méthode consisterait à utiliser les résultats de l'étude réalisée en Alsace pour évaluer le consentement à payer des habitants d'Ile de France.

Cette méthode présente des **limites** qu'il convient de souligner ici :

- a- le transfert de valeur n'est pertinent que si le site de projet « ressemble » au site d'étude en termes de type de ressources en eau, de population, d'économie régionale, d'existence de ressources alternatives etc. Les spécialistes de l'évaluation contingente suggèrent d'ailleurs eux même de procéder avec la plus grande prudence pour réaliser ce genre de transfert de valeur¹⁹.
- b- l'utilisation de la méthode du transfert de valeur suppose que soit disponible un nombre important d'études de cas afin que l'on puisse disposer pour chaque site de projet (i.e. site sur lequel on va chercher à transférer une valeur) d'un cas d'étude ressemblant, donc d'une valeur de référence à appliquer. Il faudrait donc constituer un ensemble d'études de référence représentatives des différents types d'aquifères (socle, alluvial, karstique), affectés par différents types de problèmes (surexploitation, pollution diffuse ou ponctuelle, intrusion d'eau saline, etc), situés dans des contextes économiques variés (économie agricole ou industrielle, zone fortement urbanisée ou rurale). Compte tenu des

¹⁹ Voir par exemple le rapport du BETA (1999) Vers une évaluation de la valeur patrimoniale de la nappe d'Alsace : recensement et mise au point d'une méthodologie. Université Louis Pasteur, Strasbourg.

moyens humains et financiers nécessaires, il est peu probable qu'une telle base puisse être constituée pour répondre aux exigences de la directive.

- c- En supposant qu'une telle base puisse être constituée, elle devrait en outre être actualisée fréquemment, car le consentement à payer des ménages est une variable dépendante de l'environnement économique, donc du temps. Une mise à jours à un pas de temps variant entre 5 et 10 ans serait probablement nécessaire.
- d- Il convient aussi de rappeler que la pratique de l'évaluation contingente fait l'objet d'un vif débat dans la communauté scientifique, les valeurs de consentement à payer révélées par les personnes interrogées pouvant varier très fortement en fonction du protocole d'enquête mis en œuvre (problème de biais).
- e- Enfin, les résultats des évaluations contingentes sont par nature difficilement appropriable pas un certain nombre de décideurs qui expriment des doutes sur la validité des consentements à payer déclarés par les personnes interrogées. On peut par exemple s'interroger sur la manière dont réagiront les membres d'un comité de bassin ou d'une collectivité territoriale au vu des résultats de telles études²⁰.

Pour toutes ces raisons, **la réalisation systématique d'une évaluation monétaire des bénéfices de non usage ne nous paraît pas souhaitable**. Cette évaluation des bénéfices de non usage peut au contraire être réalisée en utilisant des **critères non monétaires** cherchant à rendre compte de l'importance patrimoniale des aquifères. Ce choix méthodologique signifie que l'on ne cherche pas à calculer le solde *coûts moins bénéfices* sous forme numérique. Le décideur se retrouve dès lors au centre du processus de décision puisque c'est à lui qu'il incombe de décider, sur la base de l'information monétaire et non monétaire dont il dispose, si les bénéfices sont supérieurs aux coûts. Il y a là un besoin de développement méthodologique auquel il nous semble urgent de s'intéresser à travers des études de cas concrètes.

7.2.3. La prise en compte des incertitudes

La prise en compte des incertitude est une question transversale que l'on retrouve à chaque étape de l'analyse : (i) l'évaluation de l'écart à l'objectif (scénario tendanciel) ; (ii) l'évaluation de l'efficacité des mesures ; (iii) l'évaluation des coûts et (iv) l'évaluation des bénéfices :

- l'incertitude associée à l'évaluation de l'écart à l'objectif dépend de la méthode utilisée ; si l'on a recours à un avis d'expert, c'est l'expert lui-même qui devra évaluer l'incertitude attachée à sa prévision, en précisant le raisonnement qui le conduit à son estimation de la précision de ses résultats ; si l'on a recours à la prolongation des tendances en utilisant des outils statistiques, l'incertitude est mesurée par les tests statistiques réalisés ; enfin, si l'on a recours à un modèle numérique de simulation, l'incertitude peut être estimée en réalisant des tests de sensibilité du modèle à des variations des hypothèses simplificatrices de départ.
- l'incertitude associée à l'évaluation des coûts peut être évaluée en calculant pour chaque type de coût une option haute et une option basse puis de situer le coût total de chaque programme de mesures dans une fourchette de valeurs.

²⁰ Ce constat s'appuie en particulier sur des entretiens réalisés avec des représentants des collectivités territoriales et des services de l'Etat en Région Alsace.

- l'incertitude liée à l'évaluation des bénéfices est plus complexe ; elle provient en partie du fait que certains bénéfices (en particulier les bénéfices d'usage futurs) sont assortis d'une probabilité de réalisation. Par exemple, le développement industriel et économique auquel pourrait conduire la restauration de la qualité de la nappe d'Alsace est un bénéfice potentiel susceptible de se réaliser avec une probabilité inférieure à 1 ; la valeur devant être affectée à cette probabilité ne sera pas la même selon les acteurs interrogés

La prise en compte de ces incertitudes, qui se cumulent, doit permettre de relativiser la hiérarchisation des programmes de mesures alternatifs à l'issue de l'analyse coût-efficacité et coût-bénéfice. Par exemple, si l'on représente le résultat d'une évaluation coût-efficacité par une valeur moyenne et une marge d'erreur comme sur la Figure 18, on voit bien que tous les programmes de mesures ne peuvent pas être comparés. Dans le cas représenté dans cette figure, on pourra affirmer avec certitude que le programme de mesures A est supérieur au programme C et D ; que B est supérieur à D ; que A est probablement supérieur à B (avec une incertitude) ; par contre, on ne peut pas comparer les scénarios B et C. Pour une illustration de cette approche de la hiérarchisation, voir le rapport présentant le test de la méthode coût-efficacité réalisée par S. Robichon de l'Agence de l'Eau Adour Garonne.

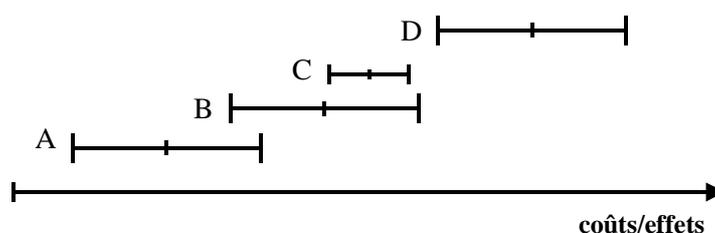


Figure 18 : Incertitude et hiérarchisation des scénarios dans une analyse coût-efficacité

7.3. AUTRES DIFFICULTES ATTENDUES

L'étude de cas présentée dans ce rapport a été réalisée à l'échelle de la nappe du bassin potassique qui, pour les besoins de cette étude test, a été considérée comme une masse d'eau distincte. Or cette nappe fait partie de la nappe des alluvions quaternaires d'Alsace dont elle ne se distingue pas d'un point de vue hydrogéologique. Il est d'ailleurs fort probable que la nappe d'Alsace soit désignée comme une seule masse d'eau lors de la phase d'état des lieux prévue à l'article 5 de la directive. Ceci soulève plusieurs questions :

- Peut-on justifier des dérogations à l'échelle de parties de masses d'eau qui seraient caractérisées par un problème particulièrement marqué ? Ou bien doit-on raisonner à l'échelle de grandes masses d'eau, comme la nappe d'Alsace ?
- Dans ce cas, comment doit-on aborder les différents problèmes qui peuvent caractériser cette masse d'eau ? Dans le cas de la nappe d'Alsace, faut-il analyser séparément le coût des mesures visant à réduire la pollution diffuse d'origine agricole de celles visant à rétablir un taux de chlorure inférieur à 250 mg/l ?
- Enfin, si l'on raisonne à l'échelle de grandes masses d'eau, quelle densité de points de mesures doit-on considérer pour caractériser l'état de la masse d'eau ? Ce choix a en effet un impact primordial sur l'ensemble de la démarche : par exemple, si dans le cas de la nappe d'Alsace on prend le réseau patrimonial comme source d'information pour

caractériser la qualité de la nappe, le problème des chlorures risque fort d'être minimisé car peu de points de ce réseau se situent dans la zone polluée par les mines. Réciproquement, si l'on incluse tous les points de mesures des teneurs en chlorure dans le réseau de suivi, l'intensité du problèmes des chlorures se trouve sur-évalué.

Ces questions devraient pouvoir être discutées au sein du groupe européen « eaux souterraines ».

BRGM

SERVICE EAU

Unité Ressource et Milieux Discontinus

BP 6009 – 45090 Orléans cedex 2 – France – Tél. : 33 (0)2 38 64 34 34