

Les **bénéfices** liés à la **protection** **des eaux souterraines** : pourquoi et comment leur donner une valeur monétaire ?

Cécile HÉRIVAUX et Julien GAUTHEY



L' Agence française pour la biodiversité

Établissement public du ministère de la Transition écologique et solidaire, l'Agence exerce des missions d'appui à la mise en oeuvre des politiques publiques dans les domaines de la connaissance, la préservation, la gestion et la restauration de la biodiversité des milieux terrestres, aquatiques et marins. Elle vient en appui aux acteurs publics mais travaille également en partenariat étroit avec les acteurs socio-économiques. Elle a aussi vocation à aller à la rencontre du public pour mobiliser les citoyens autour d'actions en faveur de la biodiversité.

Cet ouvrage poursuit la collection **Comprendre pour agir** qui accueille des ouvrages issus de travaux de recherche et d'expertise mis à la disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs et des gestionnaires concernés par la biodiversité.

Il est consultable sur le site internet de l'Agence française pour la biodiversité (www.onema.fr/node/2835) ainsi que sur le portail partenarial les *documents sur l'eau et la biodiversité* (www.documentation.eauetbiodiversite.fr).



Les **bénéfices** liés à la **protection**
des eaux souterraines : pourquoi et
comment leur donner une valeur monétaire ?

Cécile HÉRIVAUX et Julien GAUTHEY
Avec la contribution de Marine GRÉMONT et Jean-Daniel RINAUDO



Préface

Les eaux souterraines assurent de nombreuses fonctions écologiques et délivrent plusieurs services aux activités humaines, parmi lesquels la production naturelle d'eau de qualité, la distribution naturelle d'eau sur un territoire et l'alimentation en eau des milieux aquatiques associés. Selon les contextes, elles peuvent également jouer un rôle d'assurance non négligeable contre les risques de sécheresse et de pollution pour l'approvisionnement en eau dans le futur.

La qualité et la durabilité de ces services sont cependant menacées par la surexploitation des nappes et la dégradation de leur qualité.

La mise en œuvre de plans de gestion des eaux souterraines est souvent nécessaire pour préserver leurs fonctions écologiques, et ainsi assurer la durabilité des services rendus à la société. Les plans de gestion peuvent consister à préserver des ressources en bon état ou à reconquérir le bon état de ressources dégradées. Par la suite, le terme de « protection » sera utilisé au sens large, à la fois pour la préservation et la reconquête du bon état.

Lorsque les gestionnaires proposent des plans d'actions de protection des eaux souterraines, ils doivent justifier l'intérêt de telles ou telles actions au regard des coûts directs (dépenses publiques, coûts de surveillance...) et indirects (manques à gagner, changements de pratiques pour certains acteurs...) qu'elles entraînent pour la collectivité concernée. Les bénéfices exprimés en termes environnementaux et écologiques, par exemple l'amélioration attendue de l'état chimique d'une nappe, suffisent parfois à convaincre les décideurs et les acteurs concernés de l'opportunité de mettre en œuvre des actions de protection. Cependant, ce n'est pas toujours le cas. L'invisibilité relative des eaux souterraines par rapport aux eaux de surface et à d'autres enjeux environnementaux (érosion de la biodiversité, pollution de l'air, gestion des déchets ...) requiert des efforts particuliers de la part des gestionnaires pour sensibiliser les citoyens et les décideurs sur l'importance de les protéger.

Encouragés par les textes réglementaires européens et français depuis le début des années 2000, les économistes de l'environnement se sont intéressés aux bénéfices associés aux programmes de protection des eaux souterraines à travers plusieurs travaux d'évaluation économique. En réponse au faible niveau de connaissance des eaux souterraines et des services associés, ces évaluations visent notamment à faire prendre conscience de l'existence de bénéfices pour faciliter l'adhésion des acteurs concernés par la protection des eaux souterraines, et éviter que les programmes d'action soient trop vite considérés comme trop coûteux, faute de données sur les bénéfices potentiels.

C'est dans cet esprit qu'a été conçue cette publication par l'Agence française pour la biodiversité (AFB) et le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) puisqu'elle vise à montrer comment l'évaluation économique, avec ses concepts et ses outils, peut apporter un éclairage utile aux gestionnaires impliqués dans la protection des eaux souterraines.

Le chapitre A précise brièvement le cadre conceptuel de l'économie de l'environnement, ce qu'on entend par évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines, et la place de ces évaluations aujourd'hui dans la prise de décision publique. Ces informations sont utiles au regard des difficultés d'appropriation des évaluations économiques par les gestionnaires de l'environnement mais aussi des controverses et des débats souvent très vifs sur le bien-fondé éthique et la possibilité technique de conduire ces évaluations.

Les chapitres B, C et D abordent successivement trois questions que peuvent se poser les gestionnaires des eaux souterraines lorsqu'ils cherchent à évaluer les bénéfices des actions de protection :

- quels sont les coûts évités pour les usagers de la ressource ?
- quelles sont les préférences de la population et les valeurs économiques associées ?
- quelle est la diversité des co-bénéfices associés aux actions de protection ?

Au travers d'exemples concrets, ces trois chapitres illustrent la mise en œuvre de différentes méthodes d'évaluation économique des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines, en apportant un éclairage sur les avantages, les inconvénients et les limites de ces différentes méthodes.

Nathalie Dorfliger
Directrice eau, environnement & écotechnologies
BRGM

Philippe Dupont
*Directeur de la recherche, de l'expertise
et du développement des compétences*
AFB





Résumé/Recommandations pour la mise en oeuvre opérationnelle

Les gestionnaires des milieux aquatiques ont parfois des difficultés à porter les actions de protection des eaux souterraines (préservation et/ou reconquête du bon état) auprès des décideurs et des populations. Pour certains, d'autres enjeux, comme le développement économique de territoires ou des filières, la création d'emplois ou encore la rationalisation des dépenses publiques, tendent à reléguer au second plan la nécessité de préserver nos ressources et notre patrimoine naturel. Par rapport à d'autres thématiques environnementales, la méconnaissance du fonctionnement des eaux souterraines et des services qu'elles rendent à la société et l'invisibilité relative de leur dégradation ne facilitent pas la sensibilisation et la mobilisation des acteurs.

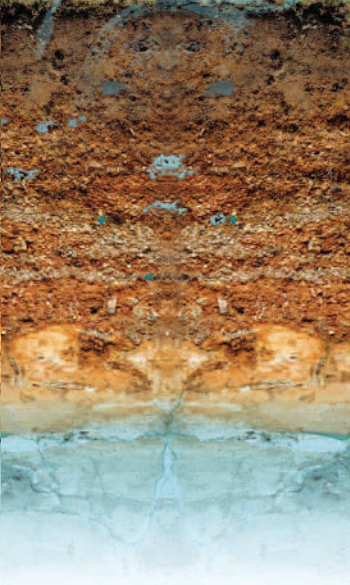
■ Dans cette publication nous montrons que les évaluations économiques des bénéfices associés aux actions de préservation des eaux souterraines peuvent aider les gestionnaires de l'eau à communiquer et à convaincre de l'intérêt de les mettre en oeuvre. Les évaluations économiques ont vocation à accompagner d'autres types de démarches visant à mettre en visibilité l'importance d'eaux souterraines en bon état pour la société ou les territoires. Nous envisageons ces évaluations comme des outils au service des gestionnaires des eaux souterraines dans un cadre stratégique. Elles doivent les aider à informer, sensibiliser, mobiliser, convaincre et ainsi obtenir des décisions favorables à la préservation de ces ressources.

■ À travers différentes études de cas, il s'agit de répondre aux besoins exprimés par différents gestionnaires de légitimer les actions de préservation des eaux souterraines dans le langage de l'économie. Dans le chapitre B, les bénéfices évalués renvoient aux économies que réaliseraient les services d'eau potable et les consommateurs d'eau potable dépendant de la nappe d'Alsace, grâce aux actions de reconquête de la qualité de la nappe. Dans le chapitre C, les bénéfices renvoient au bien-être supplémentaire que retireraient les populations locales d'une reconquête de la qualité de la nappe alluviale de la Meuse, d'une part en tant qu'usagers potentiels de l'eau de cette nappe dans le futur et d'autre part en tant que citoyens préoccupés par la qualité des eaux souterraines indépendamment de leur propre usage. Enfin le chapitre D montre que certaines actions de préservation des eaux souterraines, comme la zone de sauvegarde pour le futur de la Sainte-Baume (83), génèrent des bénéfices pour différents acteurs grâce à leurs effets sur les écosystèmes de surface et les services qu'ils rendent.

■ Les évaluations économiques s'appuient sur de nombreuses données de diverses natures (écologiques, chimiques, démographiques, économiques, sociales, subjectives...). C'est pourquoi la participation des acteurs locaux, via des groupes de travail, des comités de pilotage, des interviews ou la réponse à des questionnaires, s'avère essentielle. Les évaluations économiques des bénéfices vont structurer les informations recueillies dans un cadre qui doit être lisible par tous. Ainsi, les hypothèses de travail (efficacité des actions sur l'état des eaux, services rendus identifiés, délimitation des populations concernée par le service etc.) qui accompagnent la mise en forme des données doivent être explicitées et justifiées. Dans ces conditions, les évaluations économiques des actions de préservation constituent d'intéressants outils de dialogue pour étudier les conséquences positives d'une amélioration de l'état des eaux souterraines et des écosystèmes de surface, pour les activités économiques et les populations.

■ La monétarisation des bénéfices est la dernière étape de la démarche d'évaluation économique. C'est aussi la plus visible et la plus controversée. Diverses méthodes de monétarisation peuvent être mobilisées comme l'illustrent les chapitres B, C et D. Le choix de telle ou telle méthode requiert une expertise économique. La question à laquelle on souhaite répondre, le contexte de mise en œuvre de la démarche d'évaluation (moyens mobilisables, données disponibles...), ou encore l'amélioration des services rendus par les eaux souterraines ou par les écosystèmes de surface que l'on souhaite évaluer, conduisent l'évaluateur à sélectionner une ou des méthodes reconnues en sciences économiques. Certaines méthodes de monétarisation apparaissent plus intuitives que d'autres aux yeux des gestionnaires, à l'instar de la méthode des coûts évités (chapitre B) qui s'appuie sur des données comptables et de marchés. Comme nous le rappelons dans le chapitre A, l'évaluation économique des bénéfices cherche à mesurer en termes monétaires les gains de bien-être humain collectif liés aux actions de préservation. Or le bien-être humain est multidimensionnel, les coûts évités grâce aux actions de préservation ne sont qu'une partie des bénéfices que les individus retirent d'une amélioration de l'état des eaux souterraines. Pour capter d'autres formes de bénéfices générées par les actions de préservation et, le cas échéant, les traduire dans un langage monétaire, il faut mobiliser d'autres méthodes, plus indirectes (par exemple les dépenses consenties par les pêcheurs pour évaluer le service pêche dans le chapitre C) ou reposant sur des enquêtes déclaratives (méthode d'évaluation contingente chapitre B). Dit autrement, la nature des bénéfices et des bénéficiaires n'est pas toujours la même d'une évaluation à l'autre.

■ Il convient d'utiliser les résultats des évaluations monétaires en rappelant la question à laquelle cherchait à répondre l'évaluation économique et en précisant, autant que faire se peut, les bénéficiaires. Certaines formes d'amélioration du bien-être humain associées à une amélioration de l'état des eaux souterraines et des écosystèmes en surface sont difficiles à quantifier et/ou à monétariser. Il peut donc être nécessaire d'accompagner la diffusion de ces résultats monétaires en soulignant l'existence de bénéfices pour la société qu'il n'est possible d'exprimer qu'avec des données qualitatives et/ou quantitatives non monétaires. Enfin, les résultats monétaires issus d'autres études, tels que ceux présentés dans les différents tableaux à la fin des chapitres B et C, permettent de donner des ordres de grandeurs en l'absence de données locales, trop difficiles ou coûteuses à collecter par exemple. Néanmoins, dans la mesure du possible, il est toujours préférable de s'appuyer sur des données issues du territoire, c'est un gage de pertinence et de robustesse de l'évaluation.



Sommaire



2	■ Préface
4	■ Résumé / Recommandations pour la mise en oeuvre opérationnelle
9	■ A - Les évaluations économiques : des instruments au service de la protection des eaux souterraines
	Une multiplication des évaluations économiques de l'environnement...
	... dont l'utilisation dans la prise de décision publique reste limitée
	Pourquoi évaluer économiquement les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines ?
	Quels sont les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines et comment les évaluer ?
21	■ B - Quels sont les coûts évités pour les usagers ?
	L'étude de cas
	Mise en perspective
	Utilisation et enseignements
33	■ C - Quelles sont les préférences de la population et les valeurs économiques associées ?
	L'étude de cas
	Mise en perspective
	Utilisation et enseignements
49	■ D - Quelle est la diversité des co-bénéfices associés aux actions de protection ?
	L'étude de cas
	Mise en perspective
	Utilisation et enseignements
63	■ Bibliographie
71	■ Rédaction, Remerciements et Édition

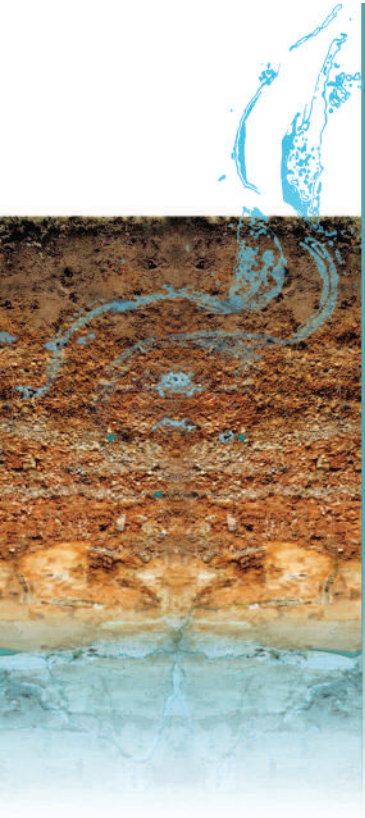




A

Les évaluations économiques : des instruments au service de la protection des eaux souterraines

- 10 ■ Une multiplication des évaluations économiques de l'environnement...
- 12 ■ ... dont l'utilisation dans la prise de décision publique reste limitée
- 14 ■ Pourquoi évaluer économiquement les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines ?
- 16 ■ Quels sont les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines et comment les évaluer ?



Les évaluations économiques de l'environnement se multiplient mais elles demeurent questionnées, controversées et, au final, sous-utilisées par les acteurs publics. Dans ce cadre, il nous paraît nécessaire de donner quelques clefs de lecture sur la démarche et les méthodes de l'économie de l'environnement présentées dans les prochains chapitres et préciser aux lecteurs la manière dont nous envisageons leur utilisation pour évaluer les bénéfices associés aux actions de protection des eaux souterraines.

Une multiplication des évaluations économiques de l'environnement...

La prise de conscience et la mise à l'agenda politique des problèmes environnementaux à partir des années 1970 a progressivement conduit les décideurs ainsi qu'un certain nombre d'écologues, de gestionnaires et de défenseurs de l'environnement (Laurans *et al.*, 2013) à demander aux économistes de mesurer la valeur d'un patrimoine naturel menacé par les activités humaines. Les évolutions du contexte politique, réglementaire et institutionnel, tant sur le plan international que national, ont par ailleurs encouragé le recours aux évaluations économiques de l'environnement et les actions de protection (Tordjman et Boisvert, 2012 ; Gadrey et Lalucq, 2015). Sur le plan politique et idéologique, l'extension de la logique marchande à des sphères toujours plus importantes a fait des prix un langage universel. Les prix nous servent de référence pour apprécier la valeur de choses auparavant gratuites ou évaluées selon d'autres référentiels. Dans ce contexte, l'idée qu'attribuer une valeur monétaire aux services rendus par l'environnement pouvait faciliter leur protection s'est progressivement imposée chez un certain nombre d'acteurs de l'environnement. Sur le plan institutionnel et réglementaire, la place croissante réservée aux analyses économiques d'aide à la décision dans la mise en œuvre des politiques publiques environnementales, à l'instar de la directive cadre européenne sur l'eau, a également contribué au développement des évaluations économiques des bénéfices, nécessaires pour mener de telles analyses (Encadré 1).

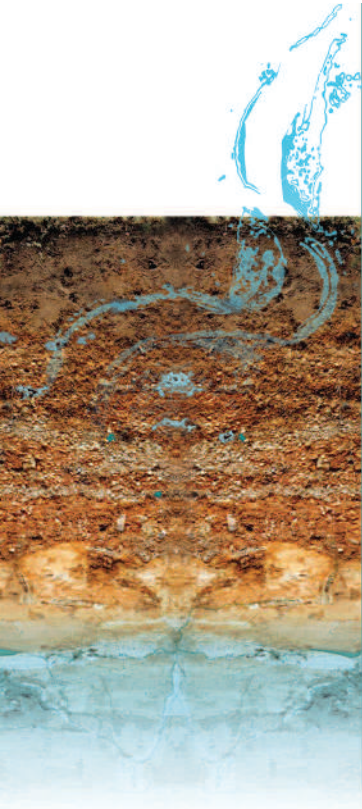
Le concept de services écosystémiques (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) qui s'est popularisé dans le sillage des travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* (2001-2005) (Maresca *et al.*, 2011 ; Méral et Pesche, 2013) encourage et facilite les exercices d'évaluation économique (Liu *et al.*, 2010 ; Laurans *et al.*, 2013). Ce concept offre une grille de lecture des relations que les êtres humains entretiennent avec les milieux naturels. Les cadres d'analyse qui se sont forgés autour de ce concept mettent l'accent sur les conséquences et les coûts de la dégradation des services rendus par les écosystèmes pour le bien-être humain. De fait, ils constituent une incitation à évaluer les bénéfices qu'il y aurait à les préserver.



Des incitations réglementaires à réaliser des évaluations des bénéfices liés au bon état des eaux

Dans le domaine de la gestion des milieux aquatiques, la directive cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE du 23 octobre 2000 autorise les États membres à recourir à des arguments de nature économique pour demander des reports de délais ou la possibilité d'atteindre des objectifs moins stricts en matière de bon état des eaux (Feuillete et al., 2015 ; Boeuf et al., 2016). Par exemple, la notion de coûts disproportionnés présente dans la DCE (article 4) permet aux États membres de s'appuyer sur des analyses économiques pour déroger aux objectifs de bon état fixés par le législateur. Pour certaines masses d'eau, l'évaluation des bénéfices que la société ou les acteurs concernés retirent d'un meilleur état des eaux a été comparée aux coûts nécessaires pour atteindre cet état (coûts des travaux, incidences sur le prix de l'eau ou les activités économiques...) dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice. Ce type d'analyse requiert d'identifier et de monétariser les bénéfices (Termignon et Devaux, 2014) puisque les bénéfices doivent être comparés aux coûts dans la même unité.

Les mêmes incitations réglementaires à recourir à des évaluations économiques existent à des échelles plus locales. Par exemple, le code de l'environnement demande de prendre en compte les dimensions socio-économiques de la gestion de l'eau lors des différentes étapes de l'élaboration d'un schéma d'aménagement de gestion des eaux (SAGE). Le guide pratique pour la mise en œuvre d'analyses socio-économiques en appui à l'élaboration de SAGE et de contrats de rivière (Acteon, 2013) souligne l'importance d'identifier et d'évaluer (pas forcément monétairement) les bénéfices attendus de la mise en œuvre d'un programme d'actions pour élaborer une stratégie à partir de scénarios d'actions contrastés et communiquer avec l'ensemble des acteurs du territoire sur le bien-fondé des actions proposées et l'importance d'une gestion durable de l'eau et des milieux aquatiques pour le développement du territoire.



...dont l'utilisation dans la prise de décision publique reste limitée

En dépit de leur multiplication, le rôle des évaluations économiques dans les prises de décision publique relatives à la biodiversité et aux ressources naturelles reste limité (Billé *et al.*, 2011 ; Laurens *et al.*, 2013 ; Acteon, 2013). On constate que beaucoup de gestionnaires de l'environnement peinent à s'approprier les différentes évaluations économiques et leur logique. Cela ne signifie pas que les enjeux économiques, qu'ils s'agissent des coûts des mesures de prévention ou des projets de développement d'activités économiques avec leurs différents indicateurs (emplois, valeur ajoutée, croissance...) ne pèsent pas dans les décisions, bien au contraire. De même, certaines évaluations économiques, à l'image du rapport Stern (2006) sur le coût de l'inaction¹ politique contre le changement climatique, peuvent participer à définir, sinon infléchir, certaines orientations publiques. Néanmoins, l'apport des différents types d'évaluation économique à la décision n'apparaît pas explicitement déterminant.

Cette recrudescence des évaluations économiques n'est pas exempte de débats et controverses au sein des divers communautés scientifiques (Vatn et Bromely, 1994 ; Myers et Reichert, 1997 ; Heal, 2000 ; Kallis *et al.*, 2013 ; Roy, 2013 ; Schaeffer, 2014). Les discussions, parfois vives, portent sur les implications éthiques et politiques de ces évaluations, l'intérêt de telles évaluations pour la protection des milieux ou encore la robustesse des méthodes utilisées et des résultats chiffrés obtenus. Trois points cristallisent les débats :

- le caractère anthropocentré et utilitariste des évaluations économiques et leur incapacité à appréhender avec justesse l'ensemble des valeurs de la Nature (Roche *et al.*, 2016) ;
- les liens que ces évaluations entretiennent avec la marchandisation de la Nature et sa soumission aux règles du marché (Maris, 2014) ;
- la fragilité et l'opacité de certaines évaluations et les risques qu'elles soient utilisées d'une manière technocratique par le décideur, contrariant l'idéal démocratique de prise de décision publique basée sur le dialogue (Schaeffer, 2014).

Ces critiques visent en partie la théorie néoclassique qui sous-tend la plupart des évaluations économiques de l'environnement. Cette théorie accorde un rôle central aux marchés et aux prix pour orienter les comportements et les choix d'activités économiques vers la protection de l'environnement. S'appuyant sur les mêmes critiques, mais visant davantage l'économie de marché et son extension à la gestion de l'environnement, une partie des gestionnaires de l'environnement et de la société civile rejettent les tentatives d'évaluations économiques des milieux naturels. Ces critiques sont également une source de confusion fréquente entre l'évaluation, la monétarisation et la marchandisation de la nature (CAS, 2009 ; Gadrey et Lalucq, 2015). S'il existe des liens entre ces trois termes, ils renvoient à des processus différents qu'il convient de distinguer (Encadré 2). Ainsi, recourir à l'unité monétaire ne signifie pas forcément donner un prix aux services rendus et vouloir les gérer selon les mécanismes du marché. Comme le rappellent Gadrey et Lalucq (2015), de nombreux « montants monétaires » ne sont pas

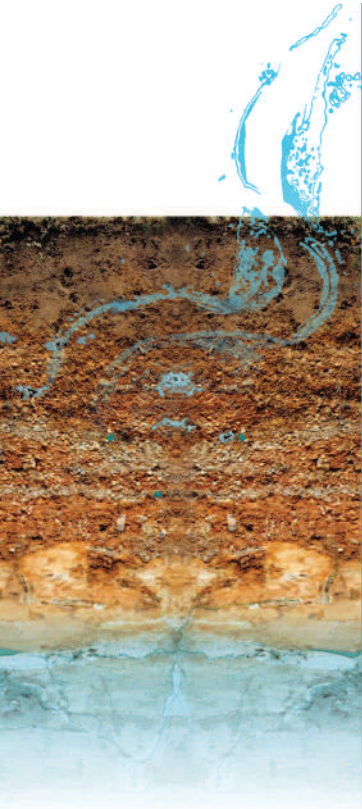
des prix, au sens où ils ne sont pas déterminés par la rencontre d'une offre et d'une demande marchandes. C'est le cas par exemple des taxes et redevances, et des amendes pour les infractions à la loi sur l'eau. Ces « montants monétaires » ont d'ailleurs plutôt vocation à limiter les effets négatifs de l'économie de marché sur l'environnement et la société.

Ne pas confondre : évaluation, monétarisation et marchandisation

L'évaluation consiste à déterminer une grandeur, c'est-à-dire un objet à évaluer, et lui attribuer une valeur, c'est-à-dire la mesurer. Les économistes de l'environnement n'ont pas le monopole de l'évaluation. Leur spécificité en matière d'évaluation environnementale est qu'ils s'intéressent à l'utilité et au bien-être que les êtres humains retirent de leurs relations à la Nature. Ils peuvent mesurer ces grandeurs (bien-être, utilité...) en termes relatifs (par exemple en comparant le bien-être que deux états différents de l'environnement procurent aux individus) et dans une autre unité que la monnaie (par exemple quantités d'eau utilisées, nombre d'usagers, échelle de satisfaction...).

La monétarisation consiste à attribuer une valeur monétaire aux différents services qu'un environnement dans un certain état nous rend. Si les économistes cherchent à mesurer l'utilité ou le bien-être que les individus et la société retirent de leur rapport à la Nature en unité monétaire (en €, en \$) c'est parce que cette unité offre un certain nombre d'avantages : tout d'abord certains bénéfices sont marchands et s'expriment dans le langage monétaire ; ensuite les acteurs, à l'instar des décideurs, perçoivent spontanément la signification des mesures monétaires qu'ils peuvent aisément comparer aux prix d'autres services ou à leur revenu ; enfin, l'unité monétaire facilite le travail de comptabilité en permettant d'agréger (additionner/soustraire) des valeurs difficilement commensurables lorsqu'elles sont exprimées dans des unités physiques différentes (fréquentation de site, quantité de polluants en moins, quantité de poissons).

La marchandisation vise à transformer la nature en marchandise c'est-à-dire en biens et services qui s'échangent sur un marché par l'intermédiaire d'un prix. Cette action suppose qu'une autorité établisse des droits de propriété ou d'usage (publics ou privés) des ressources environnementales et qu'il ne soit pas possible d'en bénéficier gratuitement (obligation de payer pour en bénéficier). Si les économistes peuvent proposer de gérer certains actifs environnementaux selon les règles du marché (droit de propriété, loi de l'offre et la demande), ils n'ont pas le pouvoir de « marchandiser » la nature. Cette décision appartient aux pouvoirs publics.



Pourquoi évaluer économiquement les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines ?

En tant qu'élément du patrimoine commun de la nation, comme le rappelle la Loi sur l'eau de 1992, les eaux souterraines n'ont ni prix ni valeur économique. Cependant, si l'on se place dans une logique économique, les protéger a un coût pour certains acteurs et la société d'une manière générale. La mise en œuvre d'actions de protection génère des dépenses directes pour l'État, les collectivités territoriales et les agences de l'eau par exemple. *In fine*, ce sont les contribuables (ménages, entreprises) et les consommateurs d'eau qui en supportent le coût. De même, les actions de protection des eaux souterraines peuvent contrarier certains projets de développement économique. Cela peut se traduire par des manques à gagner (en termes de production, d'emplois, de création de valeur ajoutée, d'attractivité ou compétitivité sur le territoire), appelés coûts d'opportunité en sciences économiques. Évaluer économiquement les bénéfices de leur protection apparaît comme un moyen de contrebalancer ces différents coûts et de favoriser la prise de conscience de l'intérêt de protéger les eaux souterraines.

Plusieurs travaux ont synthétisé les usages attendus de ces évaluations, en particulier de la monétarisation (CAS, 2009 ; Roy, 2013 ; Laurens *et al.*, 2013). Nous reprenons ci-dessous les trois grands types d'utilisations possibles proposées par Laurans *et al.* (2013) :

■ **un usage informatif dans une perspective de sensibilisation et de conviction.** Les évaluations économiques peuvent aider à la prise de conscience des acteurs de l'importance des services rendus, justifier ou favoriser des attitudes, des comportements ou des actions de protection de l'environnement. Cette communication peut être utile à différents stades des politiques de gestion :

- en amont, dans la phase de définition des objectifs des programmes d'action : la communication est alors à destination des acteurs côté État qui définissent les objectifs à atteindre (et donc les lignes budgétaires sur lesquelles seront distribuées les aides des agences de l'eau par exemple),
- dans la phase de mise en œuvre des programmes d'action : la communication est alors au niveau des acteurs de l'agence de l'eau et au niveau des acteurs concernés par les programmes d'action, pour faciliter la mise en œuvre des actions ;

■ **un usage d'aide à la décision pour un projet ou des actions précises.** Il s'agit d'aider les responsables publics et les citoyens à choisir les actions à mettre en œuvre parmi l'éventail des possibles. Les valeurs monétaires peuvent être utilisées pour alimenter des analyses économiques d'aide à la décision (Encadré 3) ;

■ **un usage « technique ».** Les évaluations économiques servent également à définir et calibrer des instruments économiques (compensation écologique, paiement pour services écosystémiques, taxes et redevance...) (Strosser *et al.*, 2009).



Méthodes d'évaluation économique *versus* analyses économiques d'aide à la décision

Si elles sont complémentaires, les méthodes d'évaluation économique et les analyses économiques d'aide à la décision ne doivent cependant pas être confondues.

Les méthodes d'évaluation économique, à l'instar de celles qui sont présentées dans cette publication (méthodes des coûts évités, méthodes d'évaluation contingente) sont des techniques permettant d'estimer la valeur d'un service délivré par un état de l'environnement. Lorsque cette valeur est exprimée en unité monétaire (en €, en \$) elle mesure l'attachement que des individus accordent aux services rendus par un état de l'environnement comparativement aux services rendus par un autre état de l'environnement. Ces méthodes répondent à la question : quelle est la valeur du service (ou d'une variation du niveau de service) rendu par les eaux souterraines pour la société ?

Les analyses économiques d'aide à la décision comme l'analyse coût-bénéfice (ACB), la plus connue, l'analyse coût-efficacité (ACE) ou encore l'analyse multicritère (AMC), sont des outils permettant de comparer des actions ou des politiques alternatives dans une perspective d'aide à la décision publique. Elles sont alimentées par les résultats d'évaluations économiques. Leur objectif est d'identifier l'action optimale du point de vue de la rationalité économique, c'est-à-dire qui maximise le bien-être collectif (celle qui minimise les coûts ou maximise les bénéfices pour tous les individus concernés) ou, à défaut, celle qui s'avère la plus satisfaisante pour la société ou les individus concernés. Ces analyses doivent aider les décideurs et les citoyens à répondre à la question : que doit faire la collectivité ?

Dans cette publication, nous envisageons les évaluations économiques des bénéfices associés aux actions de protection des eaux souterraines pour leur usage informatif (sensibilisation et conviction), et pour alimenter les analyses économiques d'aide à la décision.



Quels sont les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines et comment les évaluer ?

Quels sont les bénéfices des actions de protection des eaux souterraines, comment les caractériser et les évaluer ? De nombreux ouvrages (Bontems et Rotillon, 2007 ; CAS, 2009 ; Salvetti, 2013) présentent les différentes méthodes d'évaluation économique de l'environnement. Selon un vocabulaire parfois difficile à comprendre par les non-spécialistes, elles sont généralement classées en plusieurs catégories : méthodes des préférences révélées, méthodes basées sur les coûts, méthodes des préférences déclarées, méthodes directes et indirectes. Au-delà de leurs spécificités, ces méthodes partagent les mêmes fondements et un certain nombre de points communs.

Les eaux souterraines : des « infrastructures naturelles » qui fournissent des services

Pour les économistes de l'environnement, les eaux souterraines peuvent être assimilées à un « capital naturel » selon une métaphore largement utilisée aujourd'hui (CGDD, 2015). Ce capital naturel, que l'on peut aussi qualifier d'« infrastructure naturelle », produit des flux de services. Les principaux services rendus par les eaux souterraines sont présentés ci-après.

■ **La production naturelle d'eau de qualité.** En France, 7 milliards de m³/an sont prélevés dans les nappes d'eau souterraine chaque année dont la moitié pour l'eau potable. En 2013, les prélèvements dans les eaux souterraines couvraient environ 68 % des besoins domestiques, 37 % des besoins agricoles d'eau d'irrigation et 38 % des besoins industriels (prélèvements des centrales nucléaires non compris) (MTES, 2017). La qualité des ressources en eau souterraine est généralement supérieure à celle des eaux de surface. Les aquifères jouent alors le rôle d'une infrastructure (naturelle) de potabilisation, remplaçant une infrastructure artificielle qui aurait été nécessaire pour traiter de l'eau de surface (floculation, décantation, désinfection...) pour certains usages sensibles à la qualité tels que la production d'eau potable. Ce niveau de service rendu par les aquifères est variable selon leurs caractéristiques hydrogéologiques et géochimiques qui déterminent le coût d'exploitation de la ressource.

■ **La distribution naturelle d'eau sur un territoire.** Les eaux souterraines assurent également le rôle d'une infrastructure de distribution d'eau sur des territoires parfois très importants. Elles remplacent ainsi une infrastructure artificielle de distribution d'eau (canaux et canalisation) que la société aurait dû construire et maintenir en absence d'eaux souterraines. Les régions dépourvues d'eaux souterraines comme la Provence par exemple ont ainsi dû développer d'importants réseaux de canaux et canalisation pour alimenter les zones agricoles et urbaines. En revanche, les régions bénéficiant d'importantes ressources en eau souterraine n'ont qu'à réaliser des forages et des réseaux de distributions locaux. L'importance de ce service est fonction de l'extension géographique de la masse d'eau, et donc indirectement du linéaire de canalisation qu'elle permet d'éviter de construire pour desservir les populations.



■ **L'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés.** Ce service rendu par les réservoirs souterrains est lié à leur capacité à réalimenter en eau les cours d'eau et les zones humides pendant la période d'étiage. Les apports d'eau souterraine peuvent en effet représenter l'essentiel des apports en eau dans de nombreux cours d'eau et/ou zones humides connectés à la masse d'eau et peuvent ainsi influencer la qualité des eaux de surface ; elles servent de tampon dans les périodes de sécheresse et deviennent alors essentielles pour conserver les zones humides. Cette réalimentation des cours d'eau est très dépendante de la configuration géologique, topographique et hydrologique. Elle est également très dépendante des caractéristiques des cours d'eau et des zones humides.

Selon les contextes, les eaux souterraines peuvent également jouer un rôle d'assurance non négligeable pour l'approvisionnement en eau dans le futur.

■ **Assurance contre le risque de sécheresse.** Les ressources en eau souterraine contiennent un stock d'eau d'importance variable. Lorsque ce stock est important, il peut permettre de répondre aux besoins pendant une période de sécheresse, jouant ainsi le rôle d'une infrastructure de stockage (et donc d'assurance contre le risque de sécheresse). La présence d'un important réservoir souterrain peut ainsi remplacer un barrage de grande capacité qui aurait dû être construit pour rendre le même service de sécurisation de l'approvisionnement en eau (pour des usages eau potable ou irrigation). Il s'agit de la valeur tampon ou de la valeur de stabilisation des eaux souterraines dont parlent certains auteurs dans la littérature économique. Ce rôle d'assurance contre le risque de sécheresse est très variable d'un aquifère à l'autre, selon le volume d'eau stockée, selon sa connectivité aux masses d'eau superficielles ou encore selon son taux de renouvellement annuel (recharge / stock).

■ **Assurance contre le risque de pollution.** Les réservoirs d'eau souterraine peuvent également avoir une capacité à protéger l'eau qu'ils contiennent des pollutions accidentelles de surface (assurance contre le risque de pollution). Le niveau de protection est variable en fonction de la géologie (type de sol, épaisseur et caractéristiques de la zone non saturée) qui détermine ce que les hydrogéologues appellent la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère. Bien protégées par les couches de sol et de roches qui les recouvrent, les nappes profondes (souvent captives) représentent une assurance contre les risques de pollution majeure, ce qui leur confère un grand intérêt en cas de crise. Les plus grandes villes françaises disposent ainsi de forages de secours permettant d'alimenter la population en eau potable en cas de pollution de type nucléaire, chimique ou bactériologique.

Ces services contribuent potentiellement au bien-être humain au sens large en procurant divers bénéfices (prélèvement et usages de l'eau pour répondre à diverses demandes en eau, sécurisation de l'approvisionnement en eau potable, satisfaction de transmettre un environnement en bon état). Toutefois, la contribution des eaux souterraines au bien-être humain et, *in fine* leur valeur économique, ne dépend pas tant de « l'offre » potentielle de services que ces « infrastructures » peuvent fournir, que de la manière dont les individus et la société les utilisent et en perçoivent l'intérêt. Dit autrement, la valeur économique des services rendus par les eaux souterraines dépend des préférences individuelles et collectives (usages, désirs, attachements).

Les économistes n'attribuent pas une valeur aux eaux souterraines en tant que capital naturel, mais évaluent la valeur associée à différents niveaux de services rendus, généralement fonction de l'état de ce capital naturel. Ainsi, les données monétaires présentées dans cet ouvrage sont toujours exprimées en €/an et doivent se lire comme une valeur produite chaque année par les eaux souterraines. Pour cela, il s'agit d'étudier les multiples relations que les acteurs (individus, ménages, consommateurs, collectivités d'alimentation en eau potable, agriculteurs) entretiennent avec les eaux souterraines (qu'est-ce qu'ils prélèvent ? Comment le font-ils ? À quoi ces ressources et ces « infrastructures naturelles » leur servent-elles individuellement et collectivement ? Quels sont les signes qui montrent leur intérêt ou attachement au bon état de ces milieux ?). Le type de relations et d'attachements que les êtres humains ont avec les eaux souterraines et la nature des bénéfices qu'ils en retirent vont conditionner les données et méthodes qui seront mobilisées pour attribuer, le cas échéant, une valeur monétaire à ces bénéfices.



Évaluation économique versus évaluation financière

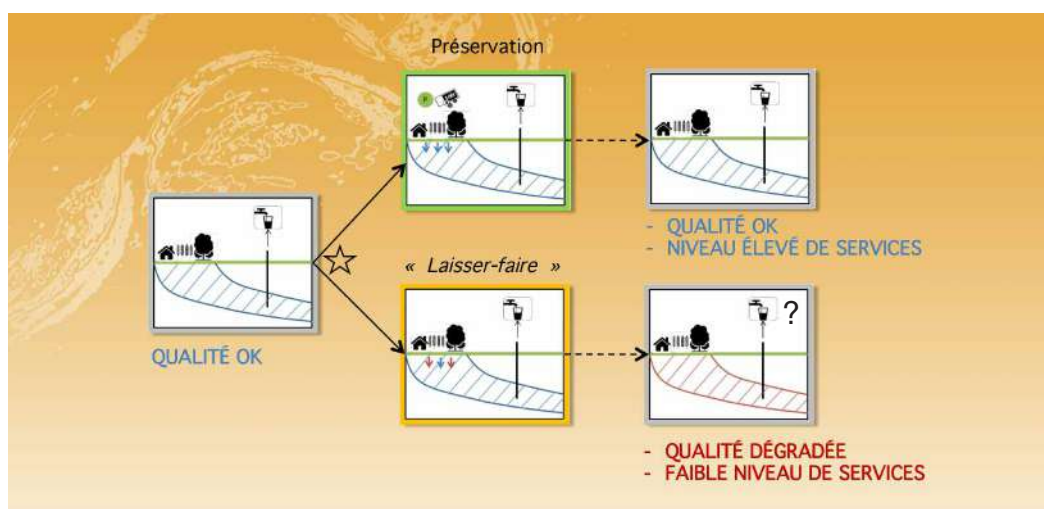
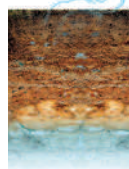
Les évaluations économiques, monétaires ou non, ont pour objectif de servir d'appui aux décisions publiques. Lorsque les économistes de l'environnement évaluent les bénéfices d'une action de protection des eaux souterraines, ils se placent toujours du point de vue de la société dans son ensemble, et cherchent à montrer l'utilité sociale et économique de l'action.

En cela, ces évaluations économiques se distinguent des évaluations financières. Ces dernières cherchent à étudier la rentabilité d'une action ou d'un projet du point de vue d'un acteur ou d'une organisation économique (une entreprise, un actionnaire, un ménage, un maître d'ouvrage). Par exemple, une entreprise privée de production d'eau minérale embouteillée pourra recourir à une évaluation financière pour juger de l'intérêt pour elle d'engager des actions de protection des ressources en eau dont elle supporte une large partie des coûts financiers. Les indicateurs qui lui serviront de base pour prendre sa décision seront différents de ceux que pourrait produire une évaluation économique.

L'évaluation économique des bénéfices : une démarche comparative

L'évaluation économique repose toujours sur une démarche comparative : elle cherche à évaluer la variation de bien-être des individus et de la société lié à un changement d'état des eaux souterraines. L'économiste ne cherche donc pas à attribuer une valeur aux services rendus par les eaux souterraines dans l'absolu : ceci impliquerait de comparer une situation où les eaux souterraines en tant que milieu naturel n'existent pas à une situation où elles existent. En modifiant/améliorant l'état des eaux souterraines, les actions de protection vont impacter « l'offre » potentielle de services et, de fait, l'ensemble des bénéfices que les individus et la société peuvent en retirer. Pour mesurer la variation de bien-être associée aux actions de protection, l'économiste doit ainsi comparer au moins deux scénarios, ou trajectoires d'évolution (Hérivaux et Grémont, 2017) et apporter un éclairage sur les implications économiques du choix d'une trajectoire plutôt qu'une autre.

Figure 1



Exemple de représentation de deux trajectoires de gestion de ressources en eau souterraine. Lorsque les eaux souterraines sont en bon état, deux trajectoires sont possibles : soit elles sont préservées, ce qui garantit leur bon état et un niveau de services rendus élevé sur le long terme, soit on laisse faire – auquel cas la qualité des eaux souterraines risque d'être dégradée, et le niveau de services rendus diminué sur le long terme, du fait de développement d'activités/ occupations du sol non compatibles avec le bon état des eaux.

La construction de ces trajectoires constitue le point de départ de toute démarche d'évaluation économique des bénéfices. Elle demande de fixer une durée et un périmètre spatial pour l'évaluation. L'élaboration de ces scénarios s'appuie sur l'observation et la description de l'état des milieux naturels et des comportements humains associés (usages, pratiques, attitudes). Elle nécessite également d'établir des hypothèses, tant sur la réaction des milieux naturels aux actions de prévention que sur les attitudes et les comportements humains vis-à-vis de ces ressources. De ce fait, le résultat des évaluations économiques des bénéfices dépend du niveau de référence initial. Les économistes raisonnent toujours « à la marge » : en l'occurrence ils cherchent à évaluer comment l'amélioration de l'état ou le maintien du bon état des eaux souterraines du fait des actions de protection affecte le bien-être collectif. Ceci explique qu'une même action de protection, avec les mêmes effets en termes de maintien du bon état, n'aura pas forcément la même valeur économique selon le niveau de référence.

Évaluer les bénéfices attribuables aux actions de protection : une démarche en trois étapes

D'une manière générale, la démarche d'évaluation se décline en trois étapes itératives lorsque l'évaluation cherche à monétariser les bénéfices.

Étape 1. Identifier les effets des actions de protection sur l'état des eaux souterraines et des milieux naturels : quelle amélioration attendre des actions ?

Pour construire les scénarios, il est nécessaire de comprendre les effets de la protection sur l'état des eaux souterraines. La contribution des eaux souterraines au bien-être humain dépend de leur état qualitatif et quantitatif, en d'autres termes de leur capacité à délivrer des services aux individus et la société. La qualification et la quantification des impacts des actions de protection sur ces milieux s'avèrent donc essentielles : elles requièrent la participation de spécialistes et des gestionnaires des eaux souterraines pour identifier, dans un langage biophysique, les effets potentiels des actions envisagées sur ces milieux naturels dans le temps et dans l'espace. D'une certaine manière il s'agit d'identifier les gains pour l'environnement.

Étape 2. Caractériser les conséquences de ce changement d'état des eaux et des milieux naturels sur le bien-être des individus et des acteurs : quels sont les bénéfices et qui sont les bénéficiaires ?

Du point de vue de l'économiste de l'environnement, les services délivrés par les eaux souterraines n'ont de valeur qu'à partir du moment où ils en ont aux yeux des individus et de la société. Ce point est essentiel : les évaluations économiques reposent sur l'hypothèse que les individus sont les meilleurs juges de ce qui contribue à leur bien-être (Bonnieux et Desaignes, 1998). L'évaluation économique consiste donc à étudier les préférences des acteurs de manière à identifier les bénéficiaires potentiels d'une amélioration de l'état des eaux (ménages, producteurs d'eau, entreprises), et la manière dont cette amélioration participe à leur bien-être, et donc génère des bénéfices. La participation active des gestionnaires et acteurs du territoire s'avère donc là-aussi indispensable.

Dans certains cas, comme lorsque l'on s'intéresse à l'alimentation en eau potable (chapitre B), les conséquences sur le bien-être collectif d'une préservation ou amélioration de l'état des eaux souterraines sont plus ou moins intuitives : la protection peut permettre aux collectivités et entreprises de diminuer le traitement des eaux et aux consommateurs d'eau de limiter leurs achats d'eau embouteillées au profit de l'eau du robinet moins coûteuse. Si la quantification précise des bénéficiaires et de ces bénéfices peut s'avérer complexe, requérant des hypothèses pour pallier les informations manquantes et difficilement accessibles, ce type de bénéfices est assez aisément perceptible : les actions de protection doivent permettre de « faire des économies », économies qui dégageront du pouvoir d'achat supplémentaire aux consommateurs et participeront à l'augmentation du bien-être individuel et collectif.

Étape 3. Mesurer les bénéfices en termes monétaires

La dernière étape consiste à sélectionner la méthode pour mesurer monétairement les bénéfices, en d'autres termes le supplément de bien-être collectif procuré par les actions de protection des eaux souterraines par rapport à une situation sans action. À nouveau, nous renvoyons le lecteur aux nombreux ouvrages (Bontems et Rotillon, 2007 ; CAS, 2009 ; Salvetti, 2013) qui présentent les différentes méthodes d'évaluation économique.

Ce processus en trois étapes montre que l'évaluation économique ne peut se résumer à la seule étape de monétarisation. L'ensemble du processus permet de « problématiser » la situation et de mettre en discussion les enjeux de la protection. C'est par la transparence, la contestation et la défense des hypothèses, autrement dit la mise en discussion des calculs, que l'évaluation va avoir sa principale utilité. Il n'y a pas forcément besoin de tout quantifier ou monétariser, la prise de conscience de « qui bénéficie » d'un programme d'action, et en s'appuyant sur d'autres informations ou évaluations de « qui paie », est en soi une information importante pour les gestionnaires. L'implication des acteurs et citoyens concernés par les actions de protection à l'échelle d'un territoire dans le processus d'évaluation s'avère être un préalable très important à la réussite de tout exercice d'évaluation économique. Si certaines sont plus exhaustives que d'autres, les méthodes d'évaluation économique disponibles ne permettent pas de capter l'ensemble des bénéfices attendus ou alors avec beaucoup d'incertitudes. Certains types de bénéfices sont en effet plus difficiles à monétariser. C'est le cas par exemple des bénéfices sur la santé. Il est cependant important de s'attacher à les décrire d'une manière qualitative, voire de les quantifier dans des unités non monétaires (en estimant par exemple la population bénéficiaire du programme).

Organisation des chapitres suivants

Figure 2



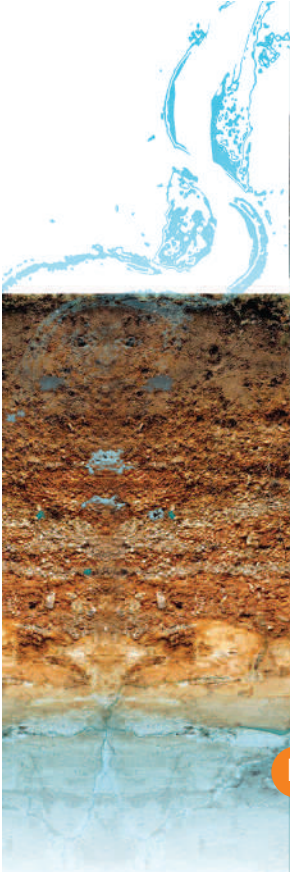
Ensemble des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines : bénéfices liés au bon état des eaux souterraines (●●) et de l'ensemble des écosystèmes de la zone de préservation des écosystèmes (●).

Les chapitres suivants illustrent, avec des exemples concrets, l'utilisation de trois types de méthodes pour attribuer une valeur monétaire aux bénéfices associés à la protection des eaux souterraines (Figure 2).

Le chapitre B présente une application de la méthode des coûts évités afin de mettre en évidence les coûts supportés par les consommateurs d'eau potable du fait de la dégradation de la qualité de la ressource en eau souterraine, coûts qui auraient pu être évités si la ressource avait été protégée. Il s'intéresse spécifiquement au service de production naturelle d'eau de qualité.

Le chapitre C propose une méthode permettant d'étudier les préférences de la population concernant l'état des eaux souterraines et le niveau de services associés, et d'évaluer leur consentement à payer pour des eaux souterraines en bon état. Il s'intéresse à l'ensemble des services délivrés par les eaux souterraines.

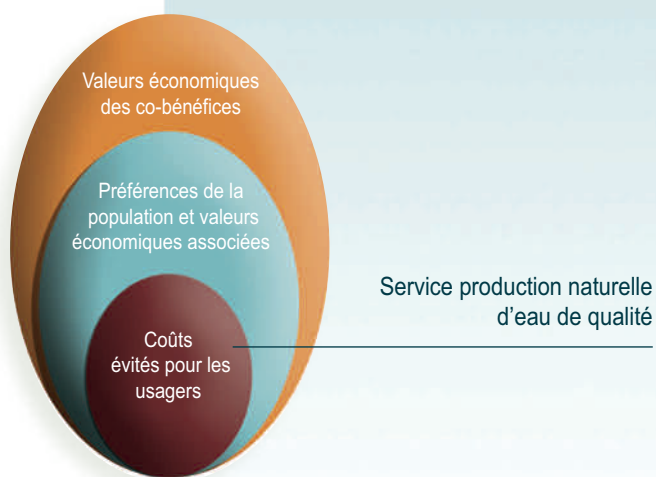
Le chapitre D propose d'évaluer la diversité des services associés à la protection des eaux souterraines, lorsque les actions de protection ont une influence sur les écosystèmes de surface: non seulement les services délivrés par les eaux souterraines, mais également les services associés aux écosystèmes présents sur la zone de protection.



B

Quels sont les coûts évités pour les usagers ?

- 22 ■ L'étude de cas
- 27 ■ Mise en perspective
- 31 ■ Utilisation et enseignements





Une première question que se posent les gestionnaires concerne les coûts supportés par les usagers directs de la ressource en eau souterraine du fait de la dégradation de son état (qualitatif ou quantitatif). Ces coûts auraient pu être évités si la ressource avait été protégée : pour les évaluer, l'économiste s'appuie sur la méthode des coûts évités (Encadré 4 p. 24). Plusieurs types d'usagers peuvent être concernés : les services d'eau potable, les consommateurs d'eau potable, les industriels ayant des exigences fortes de qualité de l'eau utilisée dans leur process (industries agro-alimentaires par exemple), les irrigants... Les bénéfices de la protection sont alors estimés comme l'économie des coûts qui auraient résulté de la dégradation de la ressource. L'exemple suivant donne une illustration d'application pratique de cette méthode au secteur de l'eau potable sur la nappe d'Alsace.

L'étude de cas

Contexte et objectifs

Cette étude a été réalisée de 2002 à 2006 pour le compte de la région Alsace, dans le cadre du contrat de nappe d'Alsace (Rinaudo *et al.*, 2005 ; Rinaudo *et al.*, 2006). L'objectif était d'évaluer les coûts supportés par les opérateurs du service eau potable pour faire face à l'augmentation des teneurs en nitrates et en pesticides de la nappe d'Alsace. La demande sous-jacente de la Région était de disposer d'arguments économiques pour justifier l'action publique de protection des ressources en eau souterraine, et pouvoir les mettre en balance avec les coûts des programmes d'action.

Périmètre de l'étude

Le périmètre étudié concerne l'aquifère des alluvions quaternaires de la vallée du Rhin (appelé ici nappe d'Alsace), qui couvre une surface d'environ 2 700 km² dans la partie française de la vallée du Rhin supérieur.

Son épaisseur est de 70 mètres en moyenne, elle varie néanmoins de quelques mètres sur la partie vosgienne à plus de 200 mètres en centre plaine. L'eau y circule à une vitesse moyenne d'un à deux mètres par jour. Le renouvellement de l'eau est assuré par les infiltrations du Rhin et de ses affluents (80 % des apports) et par la pluie (20 %). Avec un volume d'eau stocké de l'ordre de 32 milliards de m³, il s'agit de la plus importante réserve d'eau douce souterraine en Europe. Cette nappe est la principale ressource en eau potable de la région Alsace puisqu'elle assure la satisfaction des besoins en eau potable de 75 % de la population alsacienne : 89 unités de distribution d'eau utilisent cette nappe pour alimenter 434 communes et 1,23 million d'habitants. La nappe a subi l'effet de pollutions diverses. La croissance de la population générant une forte consommation d'espace, le développement des transports, la multiplication des sites de stockage des déchets mais aussi le développement



économique et l'intensification des secteurs industriels et agricoles ont constitué les principales sources de pollution. Les pollutions diffuses, avec la présence de fortes concentrations en nitrates et en pesticides, demeurent l'une des premières causes de dégradation de la nappe (Figure 3).

Figure 3



Concentrations en nitrates dans la nappe d'Alsace – situation en 2003.

Méthode

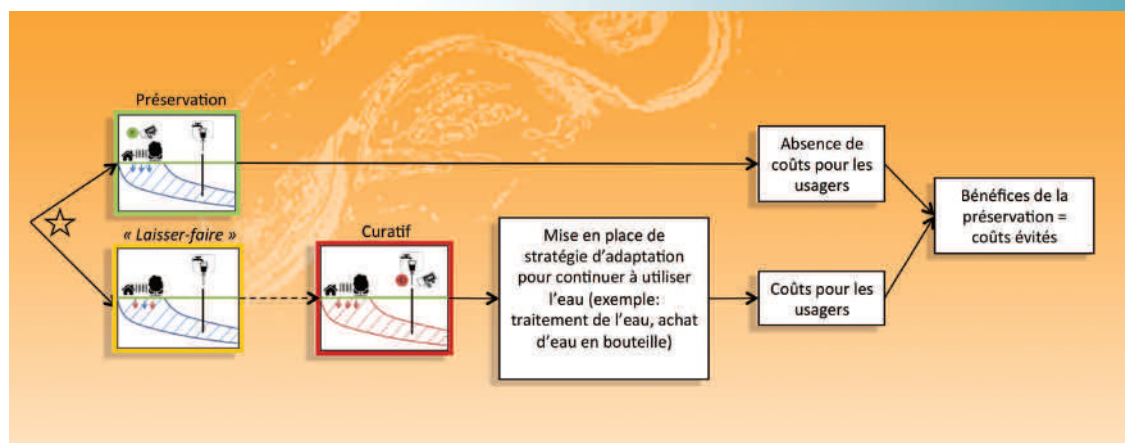
L'évaluation a été menée en trois étapes :

- la première étape a consisté à identifier les collectivités (communes, syndicats) ayant dû réaliser des investissements du fait d'une pollution de l'eau par les nitrates ou les pesticides. Ce recensement a été réalisé en s'appuyant sur la consultation des dossiers relatifs aux subventions accordées par les conseils départementaux du Bas et Haut-Rhin et par la région Alsace, ainsi que par des entretiens auprès des chargés d'affaire de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse ;
- la deuxième étape a cherché à caractériser les dommages pour les collectivités concernées générés par la hausse des nitrates et des pesticides sur la période 1988-2002. Lorsque cela était possible, ces dommages ont été évalués en termes monétaires. Cette analyse a été réalisée sur la base de la consultation de la base de données des interventions de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, d'un travail d'archives et la réalisation d'entretiens avec les représentants de 22 collectivités locales concernées (sur 28 concernées au total) par un problème de pollution diffuse des eaux souterraines ;
- la troisième étape a consisté à construire un scénario tendanciel d'évolution des teneurs en nitrates, en supposant une prolongation des tendances observées sur la période 1997-2003, puis à évaluer les conséquences de ce scénario hypothétique pour le secteur de l'eau potable.

La méthode des coûts évités

La méthode repose sur l'hypothèse que, sans protection de la ressource, la société ou certains agents économiques seraient amenés à supporter des coûts pour continuer à pouvoir s'approvisionner en eau de bonne qualité. Les premières évaluations appliquées aux eaux souterraines ont été menées à partir de la fin des années 1980 aux États-Unis (Smith et Desvousges, 1986 ; Abdalla, 1990 ; Abdalla, 1994). Ces évaluations reposent sur la réalisation d'enquêtes auprès de ménages ou des services d'eau ayant été concernés par un problème de qualité d'eau, de manière à identifier les types d'adaptation de comportement mis en œuvre et les coûts associés. Certaines évaluations se sont en particulier attachées à identifier les facteurs influençant ces adaptations de comportement (Traoré et al., 1999). Depuis, de nombreuses applications de cette approche par les coûts évités ont été réalisées pour évaluer les bénéfices de la protection des ressources en eau souterraine (Figure 4).

Figure 4

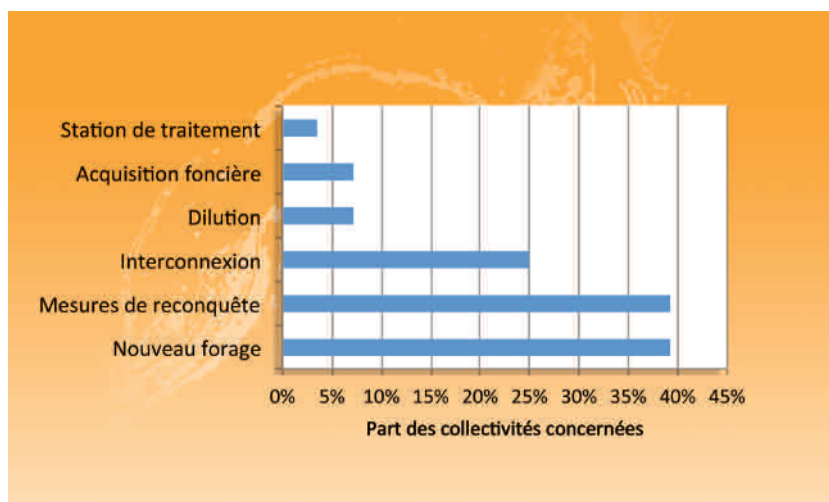
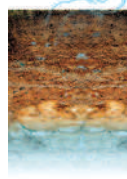


Principe de la méthode des coûts évités.

Résultats

Près d'un tiers des collectivités (28 sur 89) produisant de l'eau potable à partir de la nappe d'Alsace a été concerné par une pollution des captages par les nitrates et les pesticides sur la période 1988-2002. En 2006, ces collectivités alimentaient 177 communes et desservait en eau plus de 432 000 habitants. Le recensement réalisé a mis en évidence six stratégies principales mises en œuvre par les opérateurs du service eau potable pour répondre à la dégradation par les pollutions diffuses de la ressource qu'ils exploitent (Figure 5) : l'abandon de captage et la réalisation de nouveaux forages, des mesures de reconquête de la qualité de l'eau, l'abandon de captage et l'interconnexion avec d'autres ressources, la dilution de l'eau des captages pollués, l'installation de station de traitement, et l'acquisition du périmètre de protection.

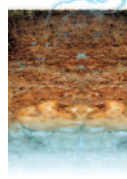
Figure 5



Type de solution adoptée par les collectivités en réponse à la pollution subie.
Source : Rinaudo et al (2005).

La pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates et les pesticides a généré, pour les services d'eau potable, une dépense totale s'élevant à près de 26,5 millions d'euros₂₀₀₁ (soit 33,5 millions en 2017), plus des trois quart étant attribués au problème des nitrates (Tableau 1).

Tableau 1



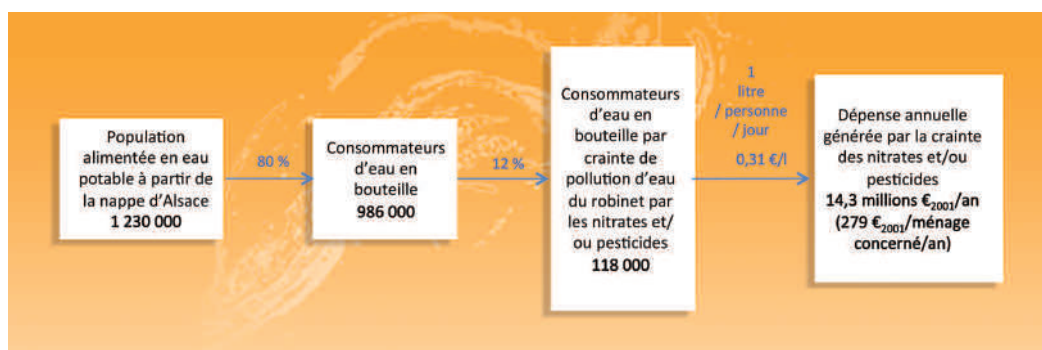
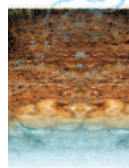
Montant des dépenses réalisées par les opérateurs du secteur eau potable en réponse à la pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates et les pesticides (période 1988-2002, en millions d'euros constants 2001)

	Nitrates	Pesticides	Nitrates et pesticides	Total
Nouveau forage	13,05		1,20	14,25
Interconnexion	4,47	0,77	1,46	6,70
Mesures de reconquête	0,57	0,81	0,26	1,64
Études	0,30	0,29	0,74	1,40
Acquisition foncière	0,30		0,66	0,96
Usine de traitement	0,86			0,86
Dilution	0,69			0,69
Total 10 ⁶ € constants	20,24	1,93	4,32	26,43
% du total	77 %	7 %	16 %	100 %

La création de nouveaux captages et la réalisation d'interconnexions représentent respectivement 54 % (14,25 millions d'euros) et 25 % (6,70 millions d'euros) de ce montant. Ces dépenses d'investissement ont été répercutées sur le prix de l'eau : en moyenne, on a observé une hausse de 20 centimes d'euros par mètre cube pour les collectivités concernées, ce qui a conduit à une augmentation de la facture d'eau d'environ 30 euros par an pour un ménage de quatre personnes. À noter que l'augmentation de la facture d'eau aurait été comprise entre 60 et 100 euros par an et par ménage si les collectivités n'avaient pas bénéficié de subventions importantes de la part de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et des conseils départementaux.

La pollution a aussi contribué à accentuer la crise de confiance des consommateurs vis-à-vis de la qualité de l'eau du robinet, d'où un renchérissement des dépenses d'achat d'eau en bouteille et des achats de dispositifs de traitement à domicile. En considérant que 80 % des habitants alimentés en eau à partir de la nappe d'Alsace consomment de l'eau en bouteille, et que 12 % d'entre eux le font par crainte des nitrates et/ou pesticides (enquête CIEAU 2000), et un prix de 0,31 € par litre en moyenne (chiffres de la Chambre de consommation d'Alsace), le coût total est évalué à 14,3 millions d'euros₂₀₀₁ par an (équivalent à plus de 18 millions d'euros aujourd'hui), soit 279 €₂₀₀₁ (ou 354 € en valeur 2017) par ménage concerné par l'achat d'eau en bouteille et par an (Figure 6).

Figure 6



Dépenses générées par la consommation d'eau en bouteille par crainte de pollution d'eau du robinet.

L'évolution tendancielle des concentrations en nitrates et en pesticides à l'horizon 2015 montre une augmentation du nombre de captages susceptibles d'être contaminés durablement ou occasionnellement. Rinaudo *et al.* (2005, 2006) estiment ainsi que la non-protection de la qualité de la nappe d'Alsace pourrait engendrer un coût annuel supplémentaire de 5,9 millions d'euros₂₀₀₁ par an, ce qui équivaut à 7,5 millions d'euros aujourd'hui. .

Ces résultats mettent en évidence les coûts supportés par le secteur de l'eau potable dans le passé (durant 15 ans, de 1988 à 2002) du fait de l'absence d'action de protection de la ressource en eau souterraine. Ils montrent aussi les coûts potentiels futurs pour le secteur de l'eau potable, qui pourraient être évités si la ressource était préservée. Cette évaluation souligne enfin que la dégradation de la qualité de la ressource en eau souterraine s'accompagne de transferts de coûts non négligeables entre deux types d'acteurs présents sur la nappe : le secteur agricole faisant supporter le coût de ses pratiques au secteur de l'eau potable et *in fine*, aux consommateurs d'eau du réseau public et au contribuable.

Mise en perspective

De nombreux travaux se sont intéressés aux coûts associés à la dégradation de la qualité des eaux souterraines depuis les années 1980. Le Tableau 2 et le Tableau 3 présentent quelques exemples d'évaluations économiques basées sur les coûts évités ainsi que les hypothèses de coûts associés.

Tableau 2

Coûts évités (€/m³ produit) par le service d'eau potable selon le type de dégradation et la stratégie de gestion de ces dégradations (traitements, mélange des eaux, substitution) mise en oeuvre

Objet évalué	Échelle de l'étude	Localisation	Valeurs (monnaie courante)	Valeurs (PPP€2013)*	Référence	Année
Traitement						
Coûts liés au traitement des nitrates pour la potabilisation	Nationale	France	0,20-0,27 €/m ³	0,24-0,32 €/m ³	AEAG (2003)	2002
	Nationale	France	0,40-0,60 €/m ³	0,41-0,62 €/m ³	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
	Régionale	Bassin Seine-Normandie	0,41-0,72 €/m ³	0,44-0,77 €/m ³	Devaux (2008)	2008**
	Régionale	Bassin Seine-Normandie	0,30 €/m ³	0,31 €/m ³	AESN (2011)	2011**
	Régionale	Ile-de-France	0,26-0,61 €/m ³	0,27-0,64 €/m ³	Larroque (2010)	2010*
	Locale	Nappe de l'Hesbaye (Belgique)	0,16-0,26 €/m ³	0,17-0,28 €/m ³	Hérivaux <i>et al.</i> (2013)	2008
Coûts liés au traitement des pesticides pour la potabilisation	Nationale	France (opérateurs privés)	0,06-0,11 €/m ³	0,06-0,11 €/m ³	Bommelaer and Devaux (2011)	2011**
	Nationale	France (opérateurs en régie)	0,20 €/m ³	0,21 €/m ³	Bommelaer and Devaux (2011)	2011**
	Régionale	Bassin Adour-Garonne et Seine-Normandie	0,04-0,05 €/m ³	0,05-0,06 €/m ³	AEAG (2003)	2002
	Régionale	Bassin Seine-Normandie	0,06-0,67 €/m ³	0,06-0,71 €/m ³	Devaux (2008)	2008**
	Régionale	Bassin Seine-Normandie	0,13-0,46 €/m ³	0,13-0,47 €/m ³	AESN (2011)	2011**
	Régionale	Eaux souterraines Ile-de-France	0,11-0,20 €/m ³	0,12-0,21 €/m ³	Larroque (2010)	2010**
Coûts liés aux traitements des eaux pour la potabilisation	Nationale	Échelle nationale	0,05-0,50 €/m ³	0,06-0,56 €/m ³	Corisco-Perez (2006)	2006**
Substitution						
Coûts liés au déplacement des captages du fait des pollutions agricoles	Nationale	France	0,04-0,10 €/m ³	0,04-0,10 €/m ³	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
Coûts liés à la substitution des captages de sources gravitaires en zone forestière par d'autres ressources	Locale	Site de Moises-Forchat, Haute-Savoie	0,06-1,01 €/m ³	0,06-1,02 €/m ³	Fiquepron (2012)	2012
Mélange						
Coûts liés au mélange des eaux brutes par les producteurs d'eau potable du fait des pollutions agricoles	Nationale	France	0,02-0,04 €/m ³	0,02-0,04 €/m ³	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
Coûts liés au mélange des eaux souterraines avec des eaux superficielles	Locale	Nappe de l'Hesbaye (Belgique)	0,05-0,06 €/m ³	0,05-0,06 €/m ³	Hérivaux <i>et al.</i> (2013)	2008**

* Par souci de comparaison, ces valeurs ont été exprimées en euros 2013, en deux étapes : 1/ conversion en euros depuis la monnaie d'origine selon l'indice de parité de pouvoir d'achat (Purchasing Power Parity – PPP), d'après les bases de données OCDE et Banque Mondiale, de manière à tenir compte des différences de pouvoir d'achat entre les pays ; 2/ actualisation des valeurs en euros 2013, selon l'indice des prix à la consommation (base de données INSEE), afin de prendre en compte l'inflation par rapport à l'année de réalisation de l'étude.

** L'année de l'évaluation n'est pas explicitement spécifiée dans les références citées. Il s'agit ici d'une estimation.

Tableau 3

Coûts relatifs aux comportements d'évitement des consommateurs d'eau potable

Objet évalué	Échelle	Localisation	Valeurs (monnaie courante)
Mix de comportements			
Coûts liés à l'achat d'eau en bouteille, l'achat de systèmes de filtration pour éviter l'exposition à une pollution des eaux, la participation à des réunions d'information	Locale	Boston (États-Unis)	Non évalué
Coûts liés à l'achat d'eau en bouteille, à la mise en place de traitement d'eau, au transport d'eau du fait de la contamination de l'eau du robinet	Locale	Communauté située dans le sud-est de la Pennsylvanie (États-Unis)	252-383 €/ménage/an
Coûts liés à l'achat d'eau en bouteille, à la mise en place de traitement d'eau, à l'achat d'autres boissons du fait d'une mauvaise qualité de l'eau du robinet	Locale	4 communautés de la province de Québec (Canada)	181-267 €/ménage/an
Coûts liés à l'achat d'eau en bouteille, de systèmes de traitement, ébullition de l'eau	Locale	5 districts au nord de Montréal (Canada)	78,30 €/ménage/an
Achat d'eau en bouteille			
Coûts liés à l'achat d'eau en bouteille	Nationale	France	315 €/ménage/an
	Nationale	France	147 €/ménage/an
	Nationale	France	322 €/ménage/an
	Locale	Nappe d'Alsace (France)	257 €/ménage/an
	Locale	Nappe de la craie de l'Artois et de la vallée de la Lys (France)	223-343 €/ménage/an
Carafes, bouilloires, filtres, osmoseurs			
Coûts liés au filtrage de l'eau par carafe	Nationale	France	47-55 €/ménage/an
Coûts liés à l'achat de carafes et bouilloires filtrantes	Locale	Nappe d'Alsace (France)	50-70 €/ménage/an
Coûts liés à l'installation d'un filtre à charbon actif sur le robinet (1% des ménages)	Locale	Nappe d'Alsace (France)	80-110 €/ménage/an
Coûts liés à l'installation d'un osmoseur	Locale	Nappe d'Alsace (France)	175-210 €/ménage/an
Coûts liés à l'épuration de l'eau par les ménages (filtre, carafe ou épurateur)	Locale	Nappe de la craie de l'Artois et de la vallée de la Lys (France)	80-120 €/ménage/an

* Par souci de comparaison, ces valeurs ont été exprimées en euros 2013, en deux étapes : 1/ conversion en euros depuis la monnaie d'origine selon l'indice de parité de pouvoir d'achat (Purchasing Power Parity – PPP), d'après les bases de données OCDE et Banque Mondiale, de manière à tenir compte des différences de pouvoir d'achat entre les pays ; 2/ actualisation des valeurs en euros 2013, selon l'indice des prix à la consommation (base de données INSEE), afin de prendre en compte l'inflation par rapport à l'année de réalisation de l'étude.

** L'année de l'évaluation n'est pas explicitement spécifiée dans les références citées. Il s'agit ici d'une estimation.

En synthèse, la protection des eaux souterraines permet d'éviter deux principaux types de coûts pour le secteur eau potable.

Premièrement, les coûts liés à la stratégie de réponse choisie par le service d'eau potable pour continuer à délivrer aux consommateurs une eau respectant les normes de qualité (Tableau 2). Selon le type de captage, la durée de la contamination ou la proximité de ressources alternatives, les travaux sur le sujet montrent que quatre principales stratégies sont généralement choisies par les gestionnaires pour répondre à la dégradation de la ressource

Valeurs (PPPE2013)*	Hypothèse % ménages concernés	Référence	Année
Non évalué	Respectivement 30 %, 7 % et 8 % des ménages	Smith and Desvousges (1986)	1984
432-657 €/ménage/an	Non précisé	Abdalla (1990)	1987
193-285 €/ménage/an	Non précisé	Traoré <i>et al.</i> (1999)	1995
79 €/ménage/an	Non précisé	Martin and Marceau (2001)	1997
324 €/ménage/an	39 % de la population consomme de l'eau en bouteille, 34 % de cette population par crainte de pollution de l'eau du robinet, soit 13 % de la population totale	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
151 €/ménage/an	ménages avec enfants en bas âge estimés à 2,5 % des ménages	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
322 €/ménage/an	39 % de la population consomme de l'eau en bouteille, 11 % de cette population par crainte de pollution de l'eau du robinet, soit 4 % de la population totale	Ben Maïd <i>et al.</i> (2014)	2013
315 €/ménage/an	80 % des ménages alimentés en eau de la nappe consomment de l'eau en bouteille; 12 % des ménages consommant de l'eau en bouteille le font par crainte des nitrates et/ou des pesticides	Rinaudo (2005)	2001
238-366 €/ménage/an	14 % des ménages consomment de l'eau en bouteille par manque de confiance en l'eau distribuée	Chegrani (2009)	2009**
48-57 €/ménage/an	13 % des ménages disposent de carafes filtrantes, 70 % d'entre eux le font par crainte des pollutions agricoles, soit 9 % des ménages	Bommelaer and Devaux (2011a)	2011**
61-86 €/ménage/an	1 % des ménages	Rinaudo <i>et al.</i> (2005)	2001
98-135 €/ménage/an	1 % des ménages	Rinaudo <i>et al.</i> (2005)	2001
214-257 €/ménage/an	0,5 % des ménages	Rinaudo <i>et al.</i> (2005)	2001
85-128 €/ménage/an	10 à 33 % des ménages	Chegrani (2009)	2009**

en eau souterraine qu'ils exploitent (Rinaudo *et al.*, 2005 ; Bommelaer et Devaux, 2011 ; Hérivaux *et al.*, 2013) :

- l'abandon et la réalisation d'un nouveau captage sur la même ressource ;
- l'abandon et la mobilisation d'une ressource alternative ;
- la dilution de l'eau d'un captage pollué avec une eau de meilleure qualité ;
- ou l'installation d'une unité de traitement.

Les évaluations des coûts de traitement supplémentaire par m³ d'eau potable produit sont les plus communément utilisées, notamment dans les exercices d'évaluation économique des services de régulation de la qualité de l'eau (CAS, 2009; Bouscasse *et al.*, 2011, 2012a et 2012b) ou dans les analyses comparatives des stratégies préventives *versus* curatives (Devaux, 2008 ; Larroque, 2010 ; AESN, 2011). Selon les contextes et les types de stratégies retenues, les coûts (exprimés en euros 2013) varient entre 0,02 et 1,02 euro par m³ produit (Tableau 2).

Au niveau national, le CGDD (Bommelaer et Devaux, 2011) estime que les pollutions diffuses agricoles génèrent sur la facture d'eau des dépenses supplémentaires annuelles au minimum comprises entre 640 et 1 140 millions d'euros, soit de 7 à 12 % de la facture d'eau des ménages français (Tableau 4).

Tableau 4

Estimation des dépenses additionnelles des services d'eau et d'assainissement impactant la facture d'eau (en millions d'euros) (Bommelaer et Devaux, 2011)

	Valeur basse	Valeur haute
Aides aux agriculteurs via la redevance « agence » de la facture d'eau	60	70
Nettoyage des captages et crépines eutrophisées	60	100
Coûts entraînés par l'utilisation de nouveaux captages plus éloignés	20	60
Coûts de mélange des eaux brutes par les producteurs d'eau potable	20	40
Surcoûts des traitements complémentaires liés aux pollutions diffuses agricoles :		
- traitement de potabilisation lié aux nitrates	120	360
- traitement de potabilisation lié aux pesticides	260	360
- traitements tertiaires des eaux usées liés aux nitrates agricoles	100	150
Total	640	1 140

Deuxièmement, les coûts relatifs aux comportements d'évitement des consommateurs d'eau, qui sont liés à une perte de confiance dans la qualité de l'eau délivrée au robinet (Tableau 3). Plusieurs types de comportements d'évitement peuvent être adoptés par les individus pour se protéger d'un éventuel problème de qualité des ressources en eau. Les comportements les plus fréquemment cités sont la consommation d'eau en bouteille (de 4 à 30 % des ménages sont concernés selon les études) et l'achat de systèmes de traitement individuel, de filtres ou de carafes (de 0,5 à 33 % des ménages selon les études). Plusieurs enquêtes (CIEAU, 2000 ; Ben Maïd *et al.*, 2014) ont en effet mis en évidence qu'une part non négligeable de la population a adopté ce type de comportement d'évitement par crainte d'une pollution ou par manque de confiance dans la qualité de l'eau du robinet. Notons que ces dépenses ne sont pas directement liées à une dégradation de la qualité des eaux souterraines, mais davantage à un manque de confiance de la population sur la qualité de la ressource en eau². La dépense annuelle liée à ces comportements est de 151 à 366 (exprimés en euros 2013) par ménage concerné par l'achat d'eau en bouteille et de 61 à 257 (exprimés en euros 2013) par ménage concerné par l'investissement dans des systèmes de traitement, filtres ou carafes (Tableau 3). Au niveau national, les résultats d'une enquête récente sur la perception et la consommation d'eau des français (Ben Maïd *et al.*, 2014) ont permis d'estimer que trois millions de personnes se détournent de l'eau du robinet craignant sa contamination par des résidus de produits agricoles et industriels : deux millions optent pour l'eau en bouteille et un million recourent à des carafes filtrantes. Elles y consacrent 290 millions d'euros par an dans le premier cas et six millions dans le second.



Utilisation et enseignements

Un outil de sensibilisation

La méthode des coûts évités est assez intuitive et se base sur des comportements économiques (achats, dépenses) en général observés. Les valeurs obtenues par la méthode sont tangibles, et facilement compréhensibles par tous. Cela en fait un outil de sensibilisation intéressant pour favoriser la protection des eaux souterraines utilisées pour l'alimentation en eau potable. Dans l'exemple de la nappe d'Alsace, l'évaluation monétaire a permis de mettre en évidence *a posteriori* des coûts générés par la dégradation de la ressource dont les acteurs avaient peu conscience. Elle a également permis d'estimer les coûts futurs de l'inaction, c'est-à-dire les coûts à prévoir dans les années à venir si rien n'est fait pour préserver la ressource. Dans ce cas, des hypothèses doivent être formulées concernant l'évolution de l'état de la ressource en eau dans le futur, sur la demande en eau potable, ou encore sur les stratégies mises en œuvre par les usagers de la ressource en réponse à la dégradation de son état. Avec l'aide d'un modèle hydrogéologique, Hérivaux *et al.* (2013) montrent ainsi qu'en cas de non-protection de la qualité de la nappe de l'Hesbaye contre la pollution par

les nitrates (Belgique), principale source d'alimentation en eau potable de la ville de Liège, les coûts supportés par le secteur de l'eau potable pourraient s'élever à 4,8 millions d'euros par an en moyenne sur la période 2008-2060. Ce type d'évaluation peut ainsi constituer un outil de communication important pour faire valoir auprès des parties prenantes concernées l'intérêt de préserver les eaux souterraines de toute dégradation future.

Des résultats qui peuvent nourrir les analyses économiques d'aide à la décision

Ce type d'approche est également utilisé en aide à la décision à l'échelle des aires d'alimentation de captage. D'un point de vue économique, il s'agit de comparer un scénario reposant sur des actions de protection des ressources en eau avec un scénario basé uniquement sur des actions curatives. Ainsi, une étude des années 1990 a montré que pour délivrer une eau potable à ses habitants, la ville de New York avait intérêt à privilégier la restauration des services rendus par le bassin versant des Castkills (32 000 ha) plutôt que de construire une installation de traitement. La différence de coûts en faveur de la solution de préservation des milieux par rapport à la solution reposant sur une usine de traitement était de l'ordre de un pour quatre (1,5 milliard de dollars sur 10 ans contre 6-8 milliards de dollars sur 10 ans), sans tenir compte de tous les services rendus par la restauration écologique (biodiversité, stockage de carbone, services récréatifs....) (Chichilnisky et Heal, 1998 ; Laurans et Aoubid, 2012). Le WWF (2012) a réalisé le même type de comparaison pour l'alimentation en eau potable de la ville de Lons-le-Saunier à partir de la nappe de Villeveux ainsi que pour différentes aires d'alimentation en eau potable de la ville de Paris, et montre l'intérêt économique des actions préventives par rapport aux actions curatives.



La tentation est forte, en première approche, de comparer directement les coûts annuels des actions de protection avec les bénéfices (coûts évités) annuels attendus de la protection. Il faut cependant être prudent avec ce type d'approche simplifiée, car en matière de protection des eaux souterraines, la situation peut être bien plus complexe, notamment du fait des processus de transferts de polluants plus ou moins longs. L'Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN, 2011) a conduit une étude spécifique sur la comparaison des coûts du préventif et du curatif sur 21 aires d'alimentation de captage situées sur le bassin Seine-Normandie. L'étude met en évidence que les solutions préventives sont moins coûteuses que les choix curatifs, notamment si une politique préventive est mise en œuvre avant la dégradation des eaux (dans le cas contraire, la collectivité doit supporter à la fois les coûts de la reconquête de la qualité de la ressource et les coûts liés à la dégradation de la qualité de l'eau potable : c'est la « double peine »).

Prudence quant à l'utilisation de valeurs de référence

Il convient de rester prudent dans l'utilisation de valeurs de référence utilisées à l'échelle nationale (souvent les coûts de traitement). Ces valeurs de référence ne sont pas forcément représentatives des stratégies à l'œuvre à l'échelle locale qui peuvent énormément varier d'un contexte à l'autre, de même que les coûts associés à ces différentes stratégies. Les valeurs des coûts évités sont étroitement liées au contexte local. Des recherches complémentaires sur les stratégies mises en œuvre selon les contextes et sur les facteurs explicatifs du choix de telle ou telle stratégie s'avèrent nécessaires (type et durée de dégradation, présence de ressources de substitution, taille de l'unité de gestion, caractéristiques de l'aquifère pour les services d'eau, localisation géographique, source d'approvisionnement en eau potable, revenu, éducation et âge du représentant du ménage, présence d'enfants en bas âge pour les ménages).

Des valeurs à considérer comme une borne basse de la fourchette de bénéfices

La méthode des coûts évités se concentre essentiellement sur des valeurs liées à un usage direct de la ressource en eau souterraine, et ne capte donc qu'une toute petite partie des bénéfices associés à leur protection. Les bénéfices estimés par ce type d'approche sont alors classiquement considérés comme des valeurs minimales des bénéfices de la protection des eaux souterraines. Ce type d'évaluation peut ne pas être suffisant pour argumenter en faveur de la protection des ressources en eau souterraine, notamment lorsque les usages directs de la ressource sont faibles, lorsque la ressource est déjà très dégradée, ou lorsque les temps de transfert dans le milieu sont longs. En particulier, cette méthode n'est pas du tout appropriée lorsqu'il s'agit d'évaluer les bénéfices de protection de ressources non encore utilisées à l'heure actuelle, telles que les zones de sauvegarde pour le futur en cours de délimitation au niveau national (chapitre D). Dans ces différents cas, d'autres types de méthodes peuvent être mobilisés pour mettre en évidence les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines (exemples d'application d'autres méthodes détaillés aux chapitres C et D).



Quelles sont les préférences de la population et les valeurs économiques associées ?

- 34 ■ L'étude de cas
- 41 ■ Mise en perspective
- 44 ■ Utilisation et enseignements





Les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines ne se limitent pas à leurs usages directs par les individus. D'autres types de bénéfices doivent également être considérés : la possibilité d'utiliser ces ressources dans le futur si les besoins s'en faisaient sentir (les eaux souterraines constituent les réservoirs de demain) ; le fait que les cours d'eau et les zones humides soient alimentés par des eaux souterraines de qualité ; enfin, la satisfaction de léguer aux générations futures une ressource bien préservée ou simplement de savoir qu'il existe une ressource en eau souterraine en bon état. Prendre en compte ces bénéfices permet d'élargir la manière de considérer les eaux souterraines, qui ne se réduisent pas à une ressource exploitée par l'homme, mais constituent un capital naturel qui a une valeur en soi indépendamment de son exploitation aujourd'hui. Ces bénéfices sont cependant plus complexes à caractériser. Les économistes de l'environnement recourent généralement à des méthodes telles que l'évaluation contingente présentée dans ce chapitre par exemple. Reposant sur des enquêtes par questionnaire, ces méthodes doivent amener les individus interrogés à déclarer leurs préférences en matière de protection des eaux souterraines et exprimer ces préférences en termes monétaires. Cette méthode est appliquée à la nappe alluviale de la Meuse, en Belgique.

thodes telles que l'évaluation contingente présentée dans ce chapitre par exemple. Reposant sur des enquêtes par questionnaire, ces méthodes doivent amener les individus interrogés à déclarer leurs préférences en matière de protection des eaux souterraines et exprimer ces préférences en termes monétaires. Cette méthode est appliquée à la nappe alluviale de la Meuse, en Belgique.

L'étude de cas

Contexte et objectifs

Cette évaluation a été menée dans le cadre du projet de recherche FRAC-WEKO (2007-2010) financé par la politique scientifique fédérale belge (Hérivaux, 2011 ; Hérivaux et Rinaudo, 2016). L'objectif était de mettre en évidence les bénéfices potentiels associés à la reconquête de la qualité d'une masse d'eau souterraine, dont la qualité a été dégradée par les pollutions urbaines et industrielles depuis plusieurs années, et qui n'est plus utilisée pour la production d'eau potable.

Périmètre de l'étude

La masse d'eau souterraine étudiée correspond à une portion de la nappe alluviale de la Meuse, située dans le bassin industriel de Liège en Belgique (Figure 7).

D'une longueur d'environ 30 km, la nappe est constituée de sables et de graviers de 8 à 15 mètres d'épaisseur, situés à faible profondeur sous la Meuse. Cette portion de nappe est très dégradée par des pollutions d'origine urbaine et industrielle liées à certaines activités actuelles ou exercées dans le passé. Dans ce secteur, l'eau de la nappe n'est plus utilisée pour l'alimentation en eau potable de l'agglomération liégeoise, mais uniquement



Figure 7

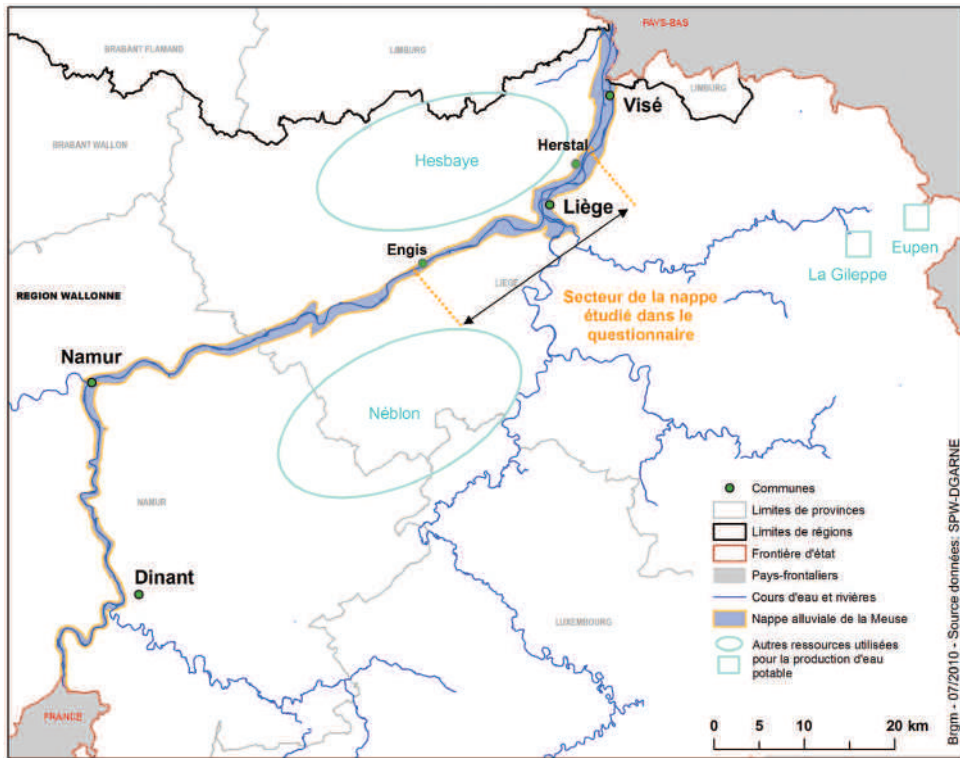


Figure 2. La nappe alluviale de la Meuse en Région Wallonne

Portion de la nappe alluviale de la Meuse étudiée (Hérivaux, 2011).

par les activités industrielles. Elle alimente également en eau la Meuse. L'évolution de la réglementation (normes de rejets plus strictes) et le renforcement des contrôles devraient permettre de réduire la pollution liée aux industries en activité dans les années à venir. En revanche, il reste un nombre important d'usines, de décharges et de sites industriels qui sont laissés à l'abandon, parfois depuis des décennies, et qui peuvent dégrader durablement la qualité des eaux souterraines si rien n'est entrepris pour les dépolluer.

Figure 8



© Eriges - 05 10 10

Le bassin industriel de Liège



Méthode

Un questionnaire d'évaluation contingente (Encadré 5) a été élaboré et utilisé de mai à septembre 2010. Le questionnaire visait à révéler et traduire monétairement les préférences individuelles d'un échantillon d'individus représentatifs de la population située à proximité de la nappe concernant les bienfaits qu'ils associaient à la protection de la nappe d'ici 15 ans.

Encadré 5

La méthode de l'évaluation contingente

La méthode de l'évaluation contingente fait partie de la famille des méthodes basées sur les préférences déclarées, qui s'appuient sur les déclarations des personnes enquêtées. Elles se distinguent donc des méthodes basées sur l'observation du comportement des agents économiques comme la méthode des coûts évités (Encadré 4 page 24). Ici, l'économiste, en position d'enquêteur, fait en sorte que les individus déclarent leurs préférences sous forme d'expression monétaire. À l'aide d'un questionnaire construit autour d'un scénario fictif d'évolution de l'état d'un bien ou service environnemental, l'amélioration de la qualité des eaux souterraines par exemple, l'évaluation contingente permet à chaque individu de déclarer le montant qu'il consentirait à payer, le consentement à payer (CAP) pour une préservation ou une amélioration de l'état des eaux souterraines. De manière symétrique, l'économiste peut aussi chercher à recueillir des consentements à recevoir (CAR). Dans ce cas, il s'agit du montant que les individus accepteraient de recevoir pour compenser la perte de bien-être liée au maintien du mauvais état ou la dégradation des eaux souterraines. Les CAP et les CAR sont personnels. Les bénéfices associés à la préservation ou l'amélioration de l'état des eaux souterraine renvoient à la somme des CAP ou CAR sur l'ensemble de la population concernée, population qu'il s'agit d'identifier et qui est très souvent plus importante que l'échantillon de population enquêtée.

Ce questionnaire comportait cinq parties :

- une section de description de la nappe : au moyen d'un texte assez court, un schéma décrivait le fonctionnement de la nappe alluviale (Figure 9) tandis que des cartes localisaient géographiquement la nappe. Des questions permettaient d'évaluer le niveau de connaissance des individus enquêtés sur les eaux souterraines et la dégradation de leur qualité ;
- une section présentait le problème de dégradation de la qualité de la nappe aujourd'hui et dans les années à venir si rien n'est entrepris pour améliorer la situation. Des questions permettaient d'évaluer le niveau de connaissance des individus et le degré de vraisemblance du scénario proposé (Figure 10) ;

- une section présentait un scénario d'amélioration de la qualité de la nappe, les actions proposées et les bénéfices attendus : la possibilité d'exploiter l'eau de la nappe dans le futur si les besoins s'en faisaient sentir, la transmission d'une nappe d'eau souterraine de meilleure qualité aux générations futures et l'amélioration des conditions de vie de la faune et de la flore aquatiques dans la Meuse. Des questions évaluaient l'importance accordée par l'individu à la protection de la qualité de la nappe et le caractère réaliste du scénario proposé ;
- une section où il était demandé à la personne enquêtée si elle accepterait de contribuer financièrement à un programme d'amélioration de la qualité de l'eau de la nappe en payant une redevance spécifique prélevée sur la facture d'eau. Il s'agissait d'identifier la valeur de son « consentement à payer » (CAP) exprimée sous forme monétaire en euros par ménage par an ainsi que ses principales motivations. Chaque individu interrogé était considéré comme le représentant des préférences du ménage dans lequel il vit (Figure 11) ;
- enfin, dans une dernière section, les caractéristiques socio-économiques des personnes enquêtées (âge, sexe, niveau de revenu, taille du ménage, niveau d'éducation, attachement à la zone d'étude) étaient collectées.

Figure 9

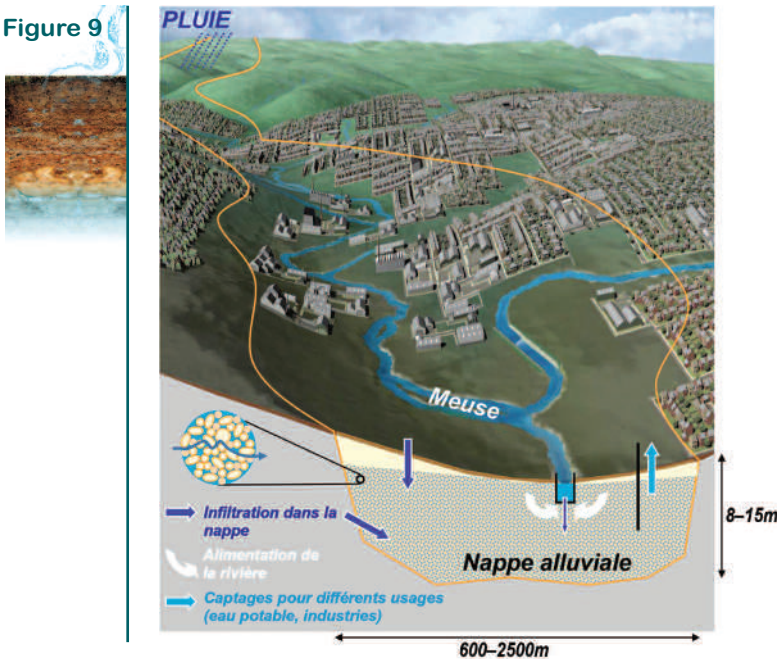


Schéma décrivant le fonctionnement de la nappe alluviale, utilisé dans le questionnaire d'évaluation contingente (Hérivaux, 2011).

Figure 10

Aujourd'hui, le secteur de la nappe situé entre Engis et Herstal n'est pas en bon état.

Entre Engis et Herstal, la qualité de la nappe est très dégradée par des pollutions d'origine urbaine et industrielle issues des activités actuelles et exercées dans le passé.

D'ici 15 ans, l'évolution de la réglementation (normes de rejets plus strictes) et le renforcement des contrôles permettra de réduire la pollution liée aux industries en activité.

En revanche, il reste un **nombre important d'usines, décharges et sites industriels laissés à l'abandon, des fois depuis des décennies**. Ces friches urbaines et industrielles ont laissé derrière elles des pollutions historiques, qui **finissent toutes par rejoindre la nappe alluviale** après infiltration dans les sols. Ces sites sont dits «**ω** » car les responsables de ces pollutions n'existent plus aujourd'hui.

Dans ce secteur de la nappe, et en particulier au voisinage des friches, **la pollution de l'eau est telle que l'utilisation de la ressource est déconseillée** (y compris pour l'arrosage des jardins), à l'exception de certains usages industriels. C'est pour cette raison que **l'alimentation en eau potable de l'agglomération de Liège ne se fait plus à partir de cette nappe** contrairement à d'autres communes situées à l'extérieur du secteur d'étude. De plus, comme l'eau de la nappe finit par s'écouler dans la Meuse, elle contribue à une dégradation de la qualité de la Meuse.

Si rien n'est entrepris pour gérer les pollutions historiques, la qualité de la nappe restera dégradée encore pendant plusieurs dizaines d'années.

9. Connaissez-vous l'existence de friches urbaines et industrielles dans le secteur d'étude ?

OUI NON

10. Etiez-vous informé(e) du niveau de qualité de la nappe qui vient de vous être présenté ?

Oui, j'étais bien informé(e)

Oui, j'en avais un peu entendu parler

Non, je n'étais pas du tout informé(e)

11. Cette description de la situation vous paraît-elle vraisemblable ?

Tout à fait vraisemblable → Texte suivant

Assez vraisemblable

Peu vraisemblable → Q12

Pas du tout vraisemblable

12. Si la description de l'état de la nappe ne vous paraît pas vraisemblable, pouvez-vous expliquer pourquoi ?

.....

.....

.....

Extraits du questionnaire d'évaluation contingente (2^e section).

Figure 11



Pour atteindre ces bénéfices, tous les acteurs seront amenés à contribuer à l'effort de financement: l'Etat, la Région, les communes, les industriels et la population locale.

Concernant la population locale, il est proposé d'instaurer une **redevance spécifique forfaitaire** prélevée via la facture d'eau.

Les sommes collectées auprès de la population locale et des industriels seraient exclusivement destinées à l'amélioration de la qualité de la nappe alluviale de la Meuse.

16. Par principe, accepteriez-vous de payer cette redevance en plus de votre facture d'eau?

OUI → Allez à Q17

NON → Allez à Q20

17. Quel montant maximum seriez-vous prêt(e) à payer chaque année pendant 10 ans en plus de votre facture d'eau pour bénéficier de l'amélioration de la qualité de la nappe ?
La somme que vous payez n'est plus utilisable pour l'achat de tout autre bien dont vous pourriez avoir envie

1 € 25 € 60 € 100 € 200 €

2 € 30 € 65 € 110 € 225 €

5 € 35 € 70 € 120 € 250 €

7 € 40 € 75 € 130 € 275 €

10 € 45 € 80 € 140 € 300 €

15 € 50 € 85 € 150 € 400 €

20 € 55 € 90 € 175 € 500 €

Autre montant (précisez): _____ €/an

18. Si vous acceptez de contribuer à l'atteinte de cet objectif, pouvez-vous nous expliquer pourquoi ?
↓ Vous pouvez cocher plusieurs cases

Vous pourrez utiliser l'eau de la nappe si vous disposez ou si vous prévoyez de faire un puits.

L'agglomération de Liège pourrait exploiter la nappe dans certains secteurs pour sa production d'eau potable si les besoins s'en faisaient sentir dans le futur.

Vous transmettez une nappe d'eau souterraine de meilleure qualité aux générations futures.

Vous contribuerez à l'amélioration des conditions de vie de la faune et de la flore aquatique dans la Meuse.

Autres raisons (précisez): _____

Quelle est votre principale motivation? _____ ↑

19. Auriez-vous contribué de la même manière pour une autre nappe d'eau souterraine ?

Oui, j'aurais proposé exactement le même montant

Oui, mais j'aurais proposé un montant inférieur

Non, je n'aurais pas contribué

20. Si vous refusez de contribuer à l'atteinte de cet objectif, pouvez-vous nous expliquer pourquoi ?
Vous pouvez cocher plusieurs cases

Vous ne vous sentez pas concerné(e) car vous ne retirez aucun bénéfice du scénario proposé.

Compte tenu des revenus de votre ménage, vous ne pouvez pas contribuer.

Vous acceptez de contribuer, mais pas via la facture d'eau.

Autres raisons (précisez): _____

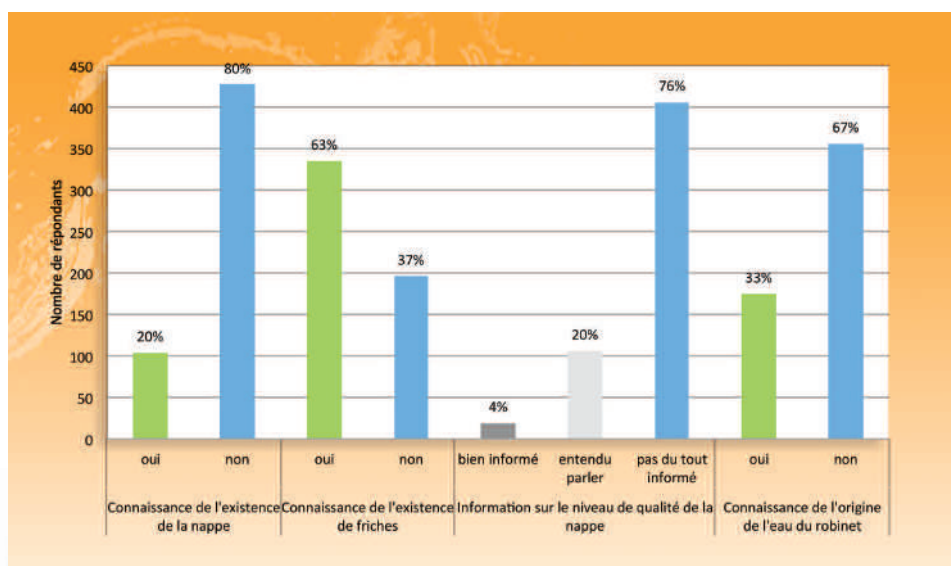
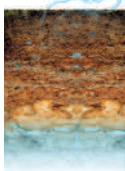
Extraits du questionnaire d'évaluation contingente (4^e section).

Au total, 531 questionnaires ont été administrés en face-à-face auprès d'un échantillon de la population des communes situées au moins en partie sur la nappe. Il y avait une relativement bonne représentativité de la population, en termes de distribution d'âge, de genre, de revenu, de taille du ménage et de localisation géographique.

Résultats

Les résultats montrent, qu'avant de participer au questionnaire, les enquêtés étaient relativement peu informés de la dégradation de la qualité de la nappe alluviale de la Meuse. Alors que la majorité (63 %) des enquêtés était consciente de la présence de friches industrielles sur le secteur étudié, seuls 20 % connaissaient l'existence de la nappe alluviale et avaient déjà entendu parler de la dégradation de sa qualité (Figure 12).

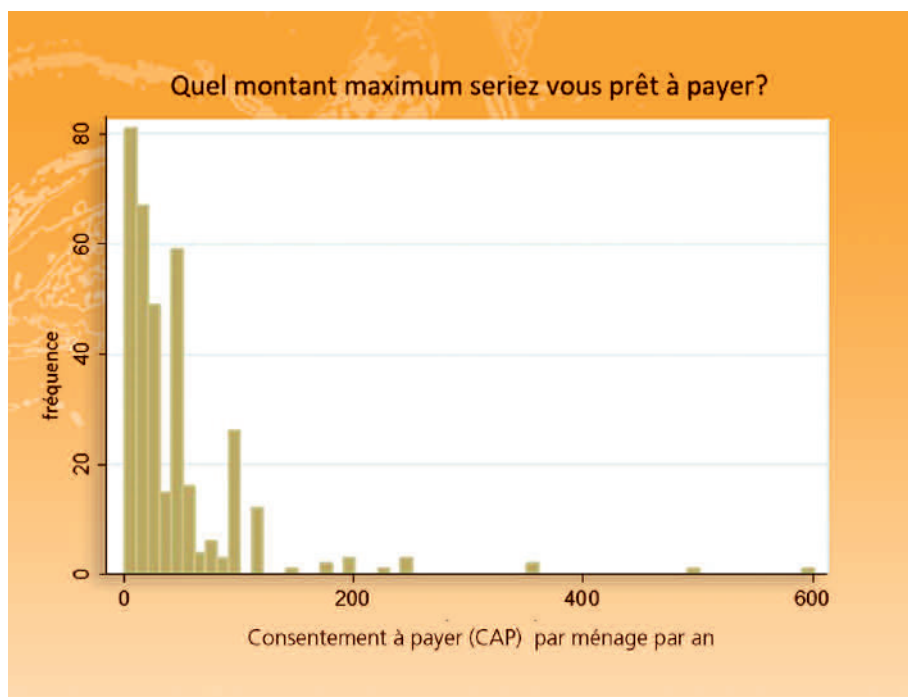
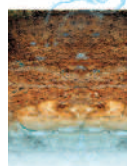
Figure 12



Niveau de connaissance des personnes enquêtées.

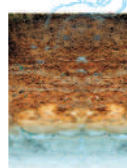
Malgré ce faible niveau d'information, 98 % des enquêtés considèrent qu'il est important d'améliorer la qualité de la nappe. Deux tiers d'entre eux seraient prêts à contribuer financièrement à son amélioration, par une augmentation de la facture d'eau, à hauteur de 40 euros par ménage par an en moyenne sur une période de dix ans (Figure 13). Pour la moitié des individus interrogés, c'est la possibilité de transmettre une eau souterraine de meilleure qualité aux générations futures qui constitue leur principale motivation de contribuer financièrement (Tableau 5). Les résultats de cette évaluation confirment par ailleurs que les individus, en l'occurrence les riverains, accordent une valeur à la reconquête de la qualité de la nappe, même si celle-ci n'est pas exploitée aujourd'hui.

Figure 13



Distribution des consentements à payer (CAP) positifs.

Tableau 5



Motivations des personnes enquêtées acceptant de contribuer financièrement à la reconquête de la qualité de la nappe

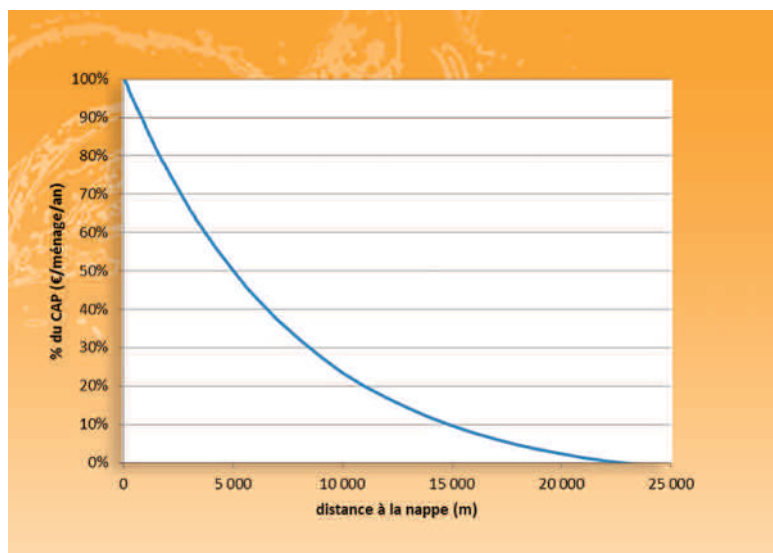
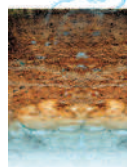
Motivations	Motivation citée (N=352)	Principale motivation (N=349)
Vous transmettez une nappe d'eau souterraine de meilleure qualité aux générations futures	284 (81 %)	170 (49 %)
Vous contribuerez à l'amélioration des conditions de vie de la faune et de la flore aquatique de la Meuse	270 (77 %)	77 (22 %)
L'agglomération de Liège pourrait exploiter la nappe dans certains secteurs pour sa production d'eau potable si les besoins s'en faisaient sentir dans le futur	215 (61 %)	78 (22 %)
Vous pourrez utiliser l'eau de la nappe si vous disposez ou si vous prévoyez de faire un puits	73 (21 %)	12 (3 %)

Pour évaluer les bénéfices totaux à l'échelle de la nappe et ainsi agréger les valeurs moyennes obtenues par ménage, il est nécessaire de définir l'étendue de la population qui accepterait de payer pour des actions de protection de la nappe. Deux approches ont été utilisées pour caractériser cette étendue :

- la première approche considère que la population de l'ensemble des communes enquêtées (428 900 habitants soit 195 000 ménages) bénéficierait d'une amélioration de la qualité des eaux souterraines, en faisant l'hypothèse que les personnes enquêtées sont représentatives de l'ensemble de cette population ;

■ la seconde approche s'appuie sur l'analyse statistique pour délimiter l'étendue géographique des ménages bénéficiaires. En effet, dans le cas de la nappe alluviale de la Meuse, les modèles statistiques montrent que la distance à la nappe est une variable statistiquement significative pour expliquer le montant du consentement à payer (CAP) : plus les individus habitent loin de la nappe, moins leur CAP est élevé (Figure 14). D'après ces modèles, le consentement à payer deviendrait nul au-delà d'une distance de 23 km. Selon cette approche, près de 930 000 habitants (422 000 ménages) accepteraient de payer pour une amélioration de la qualité de la nappe.

Figure 14



Variation du consentement à payer (CAP) en fonction de la distance des individus à la nappe, d'après le modèle statistique.

À l'échelle de la nappe, la valeur des bénéfices est estimée entre 7,8 et 8,8 millions d'euros par an sur une période de dix ans, soit entre 70 et 80 millions d'euros au total en considérant un taux d'actualisation de 2,5 %³. À titre de comparaison, le coût moyen de remédiation de friches industrielles est estimé entre 1,25 et 2 millions d'euros par site en région wallonne. Les bénéfices attendus de l'amélioration de la qualité de la nappe permettraient à eux seuls de justifier, d'un point de vue économique, la remédiation d'environ 45 friches industrielles. D'autres bénéfices sont également attendus de la mise en œuvre de programmes de remédiation des friches industrielles : amélioration de la qualité des paysages pour les riverains, amélioration de la qualité des sols, création de nouveaux logements et implantation de nouvelles activités économiques sur les friches réhabilitées, etc. Ces bénéfices ne sont pas évalués par le questionnaire. D'autres approches pourraient être mobilisées pour les mettre en évidence (chapitre D).

3 - Les économistes considèrent que les agents économiques (ménages, entreprises, collectivités...) ont une préférence pour le présent : ils préfèrent disposer d'une somme d'argent aujourd'hui plutôt que demain. En d'autres termes, 100 € aujourd'hui n'ont pas la même valeur actuelle que 100 € dans un an ou dix ans. Aussi, pour tenir compte de cette préférence pour le présent, les économistes utilisent un **taux d'actualisation** dans leurs évaluations pour pouvoir comparer des coûts et des bénéfices qui s'échelonnent dans le temps. Ce taux doit permettre de donner une valeur actuelle à un bénéfice ou une dépense qui se produiront dans le futur.



Mise en perspective

Les premières applications de la méthode d'évaluation contingente à la préservation des eaux souterraines ont été réalisées aux États-Unis, à partir des années 1980. Aux États-Unis, l'alimentation en eau potable dépend de moitié des eaux souterraines (90 % dans les zones rurales). À cette période, certains prennent conscience de la dégradation de la qualité des eaux souterraines du fait des pollutions diffuses agricoles et industrielles. L'agence de protection environnementale américaine (*United States-Environmental Protection Agency*) en charge de la réglementation environnementale au niveau fédéral, élabore une stratégie de protection des ressources en eau souterraine (USEPA, 1991). Elle encourage les États américains à mettre en place des programmes de protection dédiés, et recommande de prendre en compte les impacts sur les eaux souterraines des différentes politiques publiques (agriculture, déchets industriels...). Ce contexte est particulièrement propice au développement et à l'application de la méthode d'évaluation contingente pour mettre en évidence les consentements à payer des populations pour protéger les eaux souterraines et, ainsi, justifier les coûts des politiques de protection. Les travaux d'Edwards (1988) visant à estimer les bénéfices liés à la diminution de la probabilité de contamination des eaux

souterraines par les nitrates dans une communauté du Massachusetts sont les premiers à être publiés. Si certaines évaluations contingentes ont été spécifiquement conçues pour évaluer les bénéfices liés à l'amélioration de la qualité de l'eau pour l'usage eau potable (Edwards, 1988 ; Shultz et Lindsay, 1990 ; Sun *et al.*, 1992 ; Jordan et Elnagheeb, 1993), d'autres ont plutôt cherché à évaluer les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines de bonne qualité mais non exploitées (McClelland *et al.*, 1992 ; Lazo *et al.*, 1992).

À partir des années 2000, sous l'impulsion de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE du 23 octobre 2000) et des travaux préparatoires de la directive fille sur les eaux souterraines (2006/118/CE du 12 décembre 2006), la méthode d'évaluation contingente commence à être utilisée également en Europe pour monétariser les bénéfices liés au bon état des eaux souterraines. Toutefois, ces évaluations ne sont pas menées de manière systématique et sont généralement conduites dans le cadre de projets de recherche. Ponctuellement, des évaluations contingentes ont également été réalisées dans d'autres pays (Nouvelle-Zélande, Chine, Tunisie, Liban par exemple).

Le Tableau 6 présente les valeurs de CAP exprimées en euros 2013 issues de 34 applications de la méthode d'évaluation contingente aux eaux souterraines et conduites sur la période 1986-2010. Les fourchettes de valeurs moyennes de CAP obtenues sont très larges, en particulier dans la littérature nord-américaine, avec des valeurs variant de 57 à plus de 3 000 € par ménage par an, et une médiane de 203 € par ménage par an. En Europe, la variabilité des valeurs observées est plus faible, avec une fourchette de valeurs de 27 à 264 € par ménage par an et une médiane de 65 € par ménage par an. De nombreux facteurs peuvent être à l'origine de cette variabilité :

- le scénario évalué (qualité ou quantité de l'eau souterraine) ;
- les caractéristiques des eaux souterraines et la présence d'autres ressources en eau pouvant être mobilisées en substitution ;
- les caractéristiques des enquêtés (âge, revenu) ;
- le questionnaire (quantité d'information fournie, type de contribution monétaire proposée) ;
- le type de bénéfices évalués (focus sur les bénéfices liés à un usage, focus sur les bénéfices non liés à un usage, ou ensemble des valeurs étudiées).

Par conséquent, les valeurs sont difficilement transférables d'un site à l'autre.

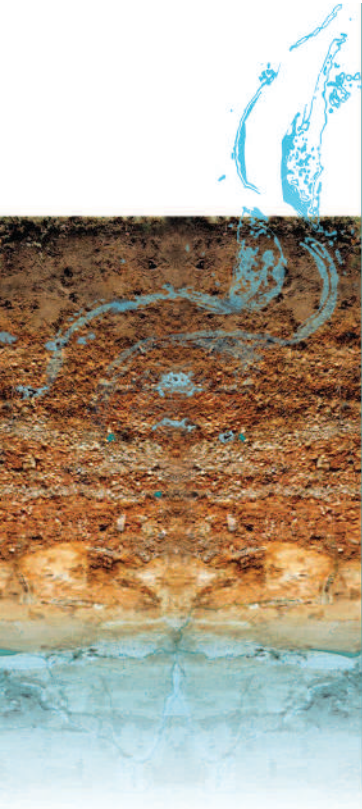
Tableau 6

Liste non exhaustive des applications de la méthode d'évaluation contingente aux eaux souterraines sur la période 1986-2013 (CAP : consentement à payer)

Objet évalué	Année ^A	Échelle
Qualité : nitrates et/ou pesticides		
CAP pour diminuer la probabilité de contamination des eaux souterraines par les nitrates	1986	Locale
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines (nitrates)	1987*	Locale
CAP pour préserver l'alimentation en eau à partir des eaux souterraines contre les nitrates et les pesticides	1989	Locale
CAP pour préserver les eaux souterraines contre la contamination par les nitrates et les pesticides	1990	Locale
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines (nitrates, pesticides)	1991	Locale
CAP pour améliorer la qualité de l'eau potable (nitrates)	1991	Locale
CAP pour préserver les eaux souterraines contre la pollution par les nitrates	1991-92	Locale
CAP des agriculteurs pour la protection de la qualité des eaux souterraines contre le lessivage des pesticides	1995	Locale
CAP pour améliorer la protection de la qualité des eaux souterraines contre les nitrates et les pesticides	2004	Nationale
CAP pour purifier (par traitement) des eaux souterraines contre les nitrates et les pesticides	2004	Nationale
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines contre les nitrates	1997-98	Locale
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines (nitrates et pesticides)	2006	Locale
CAP pour améliorer la qualité de la nappe (nitrates et pesticides)	2006	Locale
Polluants industriels		
CAP pour diminuer la probabilité de contamination des eaux souterraines (polluants industriels, déchets toxiques)	1988	Locale
CAP pour préserver les eaux souterraines contre la contamination par les polluants industriels et le diesel	1989	Locale
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines contaminées par les décharges	1991	Nationale
CAP pour préserver et améliorer la qualité des eaux souterraines (solvants chlorés)	2006	Locale
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines (résidus d'huile et de pétrole)	2006	Locale
CAP pour restaurer la qualité des eaux souterraines (pollutions industrielles)	2009	Locale
CAP pour restaurer la qualité des eaux souterraines (pollutions industrielles)	2010	Locale
Déchets domestiques		
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines (pollution par déchets domestiques, valeurs de non usage)	1991*	Locale
Intrusion saline		
CAP pour préserver la qualité de la nappe contre les intrusions salines	1997	Locale
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines pour les irrigants (intrusions salines)	2007*	Locale
Plusieurs types de polluants		
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines (divers types de contaminants, usagers)	1993	Locale
CAP pour le maintien d'une qualité des eaux souterraines permettant son utilisation pour la boisson ou la cuisine (moyenne pour différents niveaux d'information)	1993*	Locale
CAP pour améliorer la qualité des eaux souterraines	1994	Locale
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines (divers types de contaminants, non-usagers)	1995	Locale
CAP pour préserver et améliorer la qualité des eaux souterraines (divers types de polluants, dont nitrates)	2006	Nationale
CAP pour préserver la qualité des eaux souterraines (nitrates, chlorures et sulfates)	2006	Locale
Qualité & Quantité		
CAP pour améliorer l'état (qualité, quantité) des eaux souterraines	1997	Locale
Quantité		
CAP pour améliorer l'état quantitatif des eaux souterraines	1999	Locale
CAP pour préserver et restaurer les eaux souterraines (surexploitation)	2004	Locale
CAP pour arrêter la surexploitation des eaux souterraines	2008	Locale
CAP pour maintenir et préserver les zones humides associées	2010	Locale

A - Année de l'évaluation, utilisée pour exprimer la valeur dans la monnaie courante. * indique que l'année n'est pas explicitement précisée dans l'étude. B - Les valeurs primaires issues des études consultées ont été exprimées en euros 2013 en utilisant 1/ les indices de parité de pouvoir d'achat produits par la Banque mondiale et par l'OCDE, et 2/ les indices de prix à la consommation de l'INSEE.

Localisation	Pays	CAP moyen (monnaie courante)	CAP moyen (PPP€2013) ^B	Référence
Une communauté (Cape God, Falmouth), Massachusetts	États-Unis	286-1 130 \$/ménage/an	523 – 2 065 €/ménage/an	Edwards (1988)
Ressources en eau souterraine de Peninsula Township, Michigan	États-Unis	296 - 696 \$/ménage/an	523 – 1 230 €/ménage/an	Wright (1988)
Région de Dougherty, Géorgie	États-Unis	641 \$/ménage/an	1 050 €/ménage/an	Sun <i>et al.</i> (1992)
État du Michigan	États-Unis	34-69 \$/ménage/an	53 – 108 €/ménage/an	Caudill (1992)
Bear Creek Watershed, Story and Hamilton counties, Iowa	États-Unis	90 \$/ménage/an	135 €/ménage/an	Wattage (1993)
État de Géorgie	États-Unis	121-149 \$/ménage/an	182 – 224 €/ménage/an	Jordan and Elnagheeb (1993)
Région de Portage, Wisconsin	États-Unis	225-685 \$/ménage/an	339 – 1 031 €/ménage/an	Poe and Bishop (1993)
États du Maryland, de New York et de Pennsylvanie	États-Unis	1 112-7 078 \$/agriculteur/an (17-35 \$/acre/an)	1 495 – 9 517 €/agriculteur/an	Lichtenberg and Zimmerman (1999)
Échelle nationale	Danemark	711 DKK/ménage/an	87 €/ménage/an	Hasler <i>et al.</i> (2005)
Échelle nationale	Danemark	529 DKK/ménage/an	65 €/ménage/an	Hasler <i>et al.</i> (2005)
Nappe de la plaine de Bièvre-Liers, Isère	France	251-402 F/ménage/an	49 – 79 €/ménage/an	Grappey (1999)
Aquifère Krška kotlina	Slovénie	1 346 – 2 493 SIT/ménage/an	120 – 222 €/ménage/an	Strosser and Bouscasce (2006)
Nappe de la craie de l'Artois et de la vallée de la Lys	France	24 €/ménage/an	27 €/ménage/an	Chegrani (2009)
Une communauté (Dover), New Hampshire	États-Unis	129 \$/ménage/an	220 €/ménage/an	Shultz and Lindsay (1990)
15 communautés, Massachusetts, New York et Pennsylvanie	États-Unis	62 \$/ménage/an	102 €/ménage/an	Powell <i>et al.</i> (1994)
Échelle nationale	États-Unis	168 \$/ménage/an (14 \$/ménage/mois)	253 €/ménage/an	McClelland <i>et al.</i> (1992)
Aquifère quaternaire de la vallée du Rhin supérieur	France	42-76 €/ménage/an	47 – 85 €/ménage/an	Rinaudo and Aulong (2014)
Partie supérieure de l'aquifère situé sous la ville de Riga	Lettonie	25 €/ménage/an	71 €/ménage/an	Pakalniete <i>et al.</i> (2006)
4 villes situées sur l'aquifère du bassin d' Asopos	Grèce	180-239 €/ménage/an (15-20 €/ménage/mois)	227 – 301 €/ménage/an	Tentes and Damigos (2012)
Plaine alluviale de la Meuse (partie située sous la ville de Liège)	Belgique	40 €/ménage/an	42 €/ménage/an	Hérivaux (2011)
Denver, Colorado	États-Unis	33,72 - 42,48 \$/ménage/an (2,81-3,54 \$/ménage/mois)	51 – 64 €/ménage/an	Lazo (1992)
Nappe d'Oued Kheirate	Tunisie	20 dinars/ménage/an	41 €/ménage/an	Belloumi and Matoussi (2002)
District de Byblos	Liban	102-167 \$/irrigant/an	104 – 170 €/ménage/an	El Chami <i>et al.</i> (2008)
10 communes situées sur la nappe d'Alsace	France	617 F ₁₉₉₃ /ménage/an	129 €/ménage/an	Stenger and Willinger (1998)
Ressource en eau souterraine de Dougherty County	États-Unis	320 – 2 360 \$/ ménage/an	455 – 3 353 €/ménage/an	Bergstrom and Dorfman (1994)
Bassin de Maumee et du lac Erie, Ohio	États-Unis	52,78 \$/ménage/an	73 €/ménage/an	de Zoysa (1995)
2 communes proches de la nappe d'Alsace	France	340 F/ménage/an	69 €/ménage/an	Rozan (1997)
Bassin de l'Escaut	Pays-Bas	31-72 €/ménage/an	36 – 84 €/ménage/an	Brouwer <i>et al.</i> (2006)
Aquifère quaternaire d'Aveiro	Portugal	38 €/ménage/an	54 €/ménage/an	Miraldo Ordens <i>et al.</i> (2006)
5 districts au nord de Montréal	Canada	48,24 \$CAN/ménage/an	49 €/ménage/an	Martin and Marceau (2001)
Waimea plain (7 aquifères)	Nouvelle Zélande	183 \$/ménage/an	152 €/ménage/an	White <i>et al.</i> (2001)
Plaine du nord de la Chine	Chine	1,26 Yuan/ménage/an	0,39 €/ménage/an	Wei <i>et al.</i> (2007)
Nappe des Grès du Trias Inférieur	France	40 €/ménage/an	43 €/ménage/an	Rinaudo (2008)
Aquifère Gavilán	Espagne	24 €/ménage/an	29 €/ménage/an	Martínez-Paz and Perni (2011)



Utilisation et enseignements

L'existence de valeurs économiques non liées à un usage

Les méthodes de préférences déclarées, telles que la méthode d'évaluation contingente, visent à interroger directement les individus sur leurs préférences en matière de préservation/dégradation des ressources. Ce sont les seules méthodes qui permettent en théorie de monétariser l'ensemble des bénéfices que les individus retirent de l'usage ou l'existence de services délivrés par l'environnement. En particulier, ce sont les seules méthodes dont dispose l'économiste pour évaluer les valeurs que les individus accordent à la protection d'eaux souterraines qu'ils n'utilisent pas directement personnellement au moment de l'enquête.

Plusieurs études basées sur des évaluations contingentes ont mis en évidence que les individus sont prêts à participer financièrement à la protection des eaux souterraines alors même que ceux-ci n'en ont aucun usage direct. Poe (2000) a par exemple montré que les évaluations contingentes spécifiquement réalisées pour évaluer les valeurs d'usage direct produisent des valeurs de CAP significativement plus faibles que les études évaluant l'ensemble des types de valeurs. Les évaluations contingentes de McClelland *et al.* (1992), Lazo *et al.* (1992), Rozan (1997), et Hérivaux (2011) conduites pour mettre en évidence les bénéfices non liés à un usage de la ressource montrent également des valeurs de CAP positives. Au-delà de la valeur de CAP obtenue, les évaluations contingentes permettent de mettre en évidence, pour les décideurs et les gestionnaires, les préférences individuelles des habitants d'un territoire, en matière de protection des eaux souterraines, ainsi que les facteurs pouvant influencer ces préférences.

Une utilisation prudente des résultats

Cependant la méthode de l'évaluation contingente et son application pour évaluer les bénéfices de protection des eaux souterraines font aussi l'objet de nombreuses critiques et controverses. De ce fait, l'utilisation des valeurs obtenues dans la prise de décision reste à notre connaissance très rare. Quatre principales raisons expliquent cela.

■ Le caractère invisible et "non familier" des eaux souterraines

Tout d'abord, la méthode est à la limite de son champ d'application dans le cas des eaux souterraines du fait de leur caractère invisible et « non familier » pour une majorité de la population (Encadré 6). Les évaluations monétaires reposent sur l'hypothèse que les agents économiques connaissent leurs préférences c'est-à-dire qu'ils sont capables de classer par ordre de préférence les services qui leur procurent du bien-être. Ainsi, les consentements à payer obtenus par les questionnaires d'évaluation contingente sont censés refléter la valeur accordée par les individus aux effets positifs attendus de la protection des eaux souterraines. Cependant, dans de nombreux cas, les individus interrogés n'avaient pas connaissance (avant le questionnaire) de l'existence



des eaux souterraines présentées, ni même des problèmes de gestion rencontrés par celles-ci. Quel que soit le pays, plusieurs enquêtes montrent le faible niveau de connaissance des eaux souterraines des personnes interrogées, tant concernant leur fonctionnement que leur extension géographique, la nature des services qu'elles rendent ou l'existence de substituts (infrastructures artificielles...). La plupart des personnes enquêtées se représentent les eaux souterraines comme des grottes ou des rivières souterraines. Leurs représentations sur la manière dont ces systèmes fonctionnent ou la manière dont ils sont exploités sont souvent très partielles et souvent éloignées de la réalité (Figure 15). Ce constat est d'autant plus vrai que les personnes enquêtées n'ont aucun usage direct de la ressource en eau souterraine (alimentation en eau potable issue de prélèvements souterrains, usages agricoles...). De fait, on peut s'interroger sur la robustesse des valeurs monétaires déclarées par les individus puisque ces valeurs dépendent très souvent de l'information reçue durant les 20 à 30 minutes de questionnaire. On se trouve alors dans une situation de « construction des préférences » : c'est sur la base du questionnaire que la personne enquêtée construit ses préférences. Les résultats de l'évaluation sont alors influencés par le type d'information fournie par le questionnaire, ce qui peut rendre les comparaisons entre évaluations quelque peu délicates.

Les représentations et les perceptions sociales de l'eau souterraine

Quelles sont les représentations que les individus se font des eaux souterraines ? Quel intérêt voient-ils à préserver cette ressource ? Comment appréhendent-ils les services rendus par les eaux souterraines à la société ? Une enquête sociologique a été réalisée par le BRGM en Lorraine en 2008, dans le cadre du projet européen BRIDGE (*Background cRiteria for the IDentification of Groundwater thrEsholds*, Rinaudo [2008]). L'enquête a été menée en face à face auprès de 72 personnes à l'aide d'un questionnaire semi-directif. L'analyse détaillée de ces entretiens a permis de comprendre la représentation mentale que chaque individu se fait des eaux souterraines et de leur utilité pour la société.

Les eaux souterraines, définies comme les réservoirs aquifères et les nappes d'eau qu'ils contiennent, restent des objets assez peu connus du grand public. Celui-ci éprouve des difficultés à en percevoir l'extension géographique et le fonctionnement hydrologique. La vision dominante est celle de rivières souterraines (terme utilisé par 46 % des personnes interrogées), de lacs souterrains (32 %) ou de grottes (25 %), renvoyant plus souvent à la représentation type des aquifères karstiques, et bien moins souvent à celle des aquifères poreux (Tableau 7).

Tableau 7

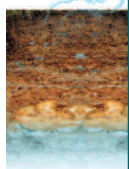
Terme cité	Nombre de citations	Fréquence en %
Rivière souterraine	33	46 %
Nappe	32	44 %
Nappe phréatique	25	35 %
Lac souterrain	23	32 %
Grotte	19	26 %
Mer souterraine	16	22 %
Poche	11	15 %
Trou	10	14 %
Cavité	7	10 %
Réserve	3	4 %

Tableau 8

En quoi les eaux souterraines sont-elles utiles ? (recodage des réponses à une question ouverte)	Fréquence
Les eaux souterraines représentent une ressource en eau de bonne qualité pour l'alimentation des populations (usage eau potable)	83 %
Elles servent à l'irrigation des cultures (usage agricole)	51 %
Elles jouent un rôle important dans le cycle de l'eau, elles contribuent au bon fonctionnement des rivières et zones humides, de la flore et de la faune aquatique	35 %
Elles représentent une réserve d'eau	35 %
(mobilisable en cas de sécheresse)	(19 %)
(protégées contre les pollutions de surface)	(13 %)
(utiles pour les générations futures)	(3 %)
Elles sont utilisées par l'industrie	13 %
Elles permettent l'activité thermique et celle d'embouteillage des eaux minérales	4 %

Les usages directs de l'eau souterraine pour la production d'eau potable, l'agriculture et dans une moindre mesure l'industrie sont bien connus par les personnes interrogées (Tableau 8). L'eau souterraine est ainsi considérée comme une ressource qui doit être protégée pour le maintien des activités économiques, pour des questions de santé publique d'abord mais aussi pour éviter une augmentation du prix de l'eau (associés aux traitements supplémentaires). Une grande partie de l'échantillon reconnaît spontanément le rôle important des eaux souterraines dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques ou de l'environnement en général. En revanche, d'autres services rendus par les eaux souterraines sont perçus de façon plus floue. Ainsi, l'assurance contre le risque de pénurie ou contre le risque de pollution de grande ampleur des ressources superficielles, sont plus rarement cités de manière spontanée.

Figure 15



© BRGM - François Michel

La plupart des personnes interrogées pensent que les eaux souterraines sont des grottes ou des rivières souterraines.

■ Les résultats des évaluations contingentes : des valeurs monétaires parfois difficiles à interpréter et utiliser pour la gestion de l'eau

L'évaluation contingente conduit à estimer un CAP global exprimé en euros par ménage et par an, pour une durée donnée (par exemple, pendant 10, 20 ou 30 ans). Ce CAP traduit l'attachement d'un ménage au maintien ou l'amélioration de l'état des eaux souterraines. Cependant, dans une perspective d'aide à la décision, cette valeur pose deux types de problème. D'abord, il demeure difficile de savoir quelle part de ce montant global les agents économiques sont prêts à consentir pour pouvoir utiliser des eaux en bon état (valeur d'usage direct),

pour que les eaux de surface soient correctement alimentées (valeurs d'usage indirect puisque c'est au travers de l'utilisation de la rivière que le bon état des eaux souterraines se manifeste), pour léguer aux générations futures (valeurs de non-usage qui renvoient à l'altruisme des individus), ou encore être sûrs de disposer d'eaux en bon état dans le futur (valeurs d'option au sens où ces eaux souterraines en bon état constituent une assurance). Certains économistes ont tenté de distinguer ces différentes valeurs au sein du CAP mais cet exercice demeure compliqué et très discuté. De ce fait, ces évaluations sont parfois qualifiées de « boîtes noires ». Cela ne facilite pas la compréhension et l'appropriation de ce type de valeurs par les élus ou les gestionnaires qui peuvent légitimement se demander à quels bénéfices renvoient vraiment ces valeurs unitaires. À cela, s'ajoute le caractère peu tangible de ces valeurs monétaires. Les consentements à payer se basent sur les déclarations d'individus qui, dans le cadre d'une enquête, ont estimé l'impact d'actions de protection sur leur bien-être en termes monétaires (en euros). Malgré ces limites, les gestionnaires auraient parfois intérêt à s'appuyer sur des évaluations contingentes. Ce sont des compléments aux valeurs obtenues par la méthode des coûts évités. Elles permettent de fournir une valeur haute à la fourchette des bénéfices en exprimant dans le « langage économique » certaines préférences individuelles sur la protection des eaux souterraines que le marché n'est pas capable de mettre en évidence.

■ Qui sont les bénéficiaires de la protection des eaux souterraines ?

Enfin, la transformation du CAP unitaire (exprimé en € par ménage par an) en bénéfice global à l'échelle d'un territoire (exprimé en €) pose la question de la délimitation de l'extension de la population à prendre en compte : qui sont les ménages concernés ? Peu de recommandations théoriques claires existent à ce sujet, et de fait cette délimitation demeure souvent arbitraire ou peu justifiée. Lorsque cet exercice de justification est réalisé, on procède en général à plusieurs hypothèses pour quantifier la population susceptible de retirer satisfaction de la protection des eaux souterraines. Bouscasse *et al.* (2009) ont proposé quatre manières d'évaluer la population à considérer pour calculer le montant global des bénéfices attendus de l'amélioration des masses d'eau souterraines en Wallonie :

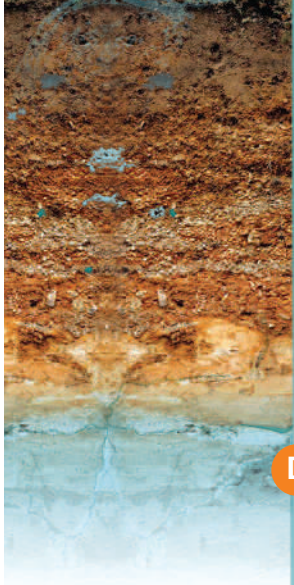
- prendre en compte la population située au-dessus de la masse d'eau souterraine ;
- considérer uniquement la population connectée au réseau d'eau potable dépendant de l'aquifère masse d'eau souterraine concernée ;
- prendre en compte à la fois la population connectée au réseau d'eau dépendant de la masse d'eau souterraine et la population habitant sur la masse d'eau mais connectée aux eaux de surfaces ;
- et considérer que toute la population de la Région Wallonne est concernée.

Dans l'exemple de la nappe alluviale de la Meuse décrit plus haut, la population bénéficiaire a été délimitée selon deux approches :

- par agrégation de la population sur l'ensemble de la zone enquêtée (comprend une partie sur mais également hors de la masse d'eau) ;
- et en s'appuyant sur la méthode préconisée par Bateman *et al.* (2006) : la distance des ménages par rapport à la masse d'eau ayant une influence significative sur le CAP, la limite spatiale est estimée comme la distance à partir de laquelle le CAP devient nul.

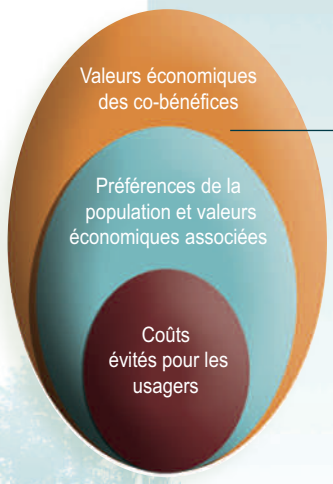
Aussi, on voit que selon la méthode de délimitation retenue, les bénéfices évalués peuvent considérablement varier. Néanmoins, le recours à plusieurs approches et surtout la transparence sur l'approche retenue en définitive doit permettre de limiter les incertitudes.



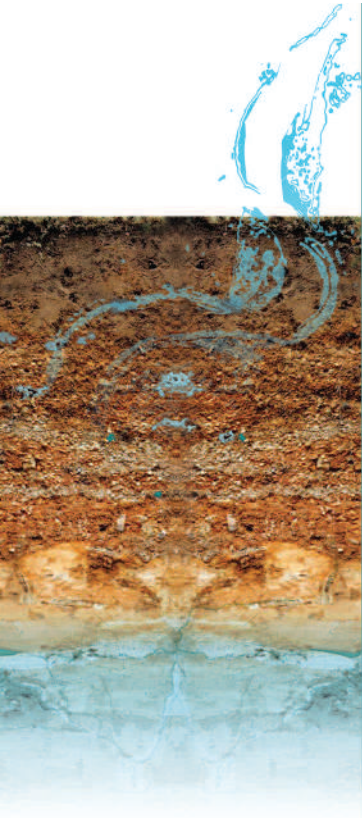


D Quelle est la diversité des co-bénéfices associés aux actions de protection ?

- 50 ■ L'étude de cas
- 59 ■ Mise en perspective
- 60 ■ Utilisation et enseignements



Services associés aux zones de protection des eaux souterraines



La préservation ou l'amélioration de l'état des eaux souterraines constitue le principal objectif de la mise en place d'actions de protection. Cependant ces actions peuvent également impacter positivement le territoire sur lequel elles sont mises en œuvre, en particulier grâce à leurs actions sur l'environnement et les écosystèmes d'une manière plus large. En effet, dans certains cas, ces actions contribuent au maintien de la qualité des paysages, au développement d'une image de marque du territoire, d'activités récréatives et d'un tissu économique local, à l'accroissement de l'attractivité touristique, ou encore soutiennent la production agricole ou forestière. Bien qu'ils ne dépendent pas directement de l'état des eaux souterraines, ce sont là autant de bénéfices qui sont liés à la mise en œuvre d'actions de protection des eaux souterraines. Ce chapitre montre comment mettre en lumière et évaluer ces bénéfices d'un point de vue économique, en mobilisant une approche par services écosystémiques. Ce concept, qui tend à être de plus en plus utilisé, renvoie aux différents services que les écosystèmes rendent à l'homme. La démarche est illustrée par une évaluation menée sur les contreforts nord de la Sainte-Baume (Var).

L'étude de cas

Contexte et objectifs

Cette étude de cas a été réalisée dans le cadre d'un partenariat de recherche entre le BRGM et l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (2011-2014) (Hérivaux et Grémont, 2015 ; Hérivaux et Grémont, 2017). Ce projet visait à développer un argumentaire économique afin de favoriser la protection des ressources en eau souterraine, et en particulier les ressources concernées par les zones de sauvegarde pour le futur (ZSF) pour l'alimentation en eau potable (Encadré 7).

La préservation des ZSF implique de maintenir en l'état une occupation des sols et des activités qui soient compatibles avec le bon état quantitatif et qualitatif des eaux souterraines. Cela peut donc parfois contraindre le développement urbain et l'installation de nouvelles activités économiques. Dans un contexte de tension sur le foncier urbain, mais aussi de croissance économique faible, plaçant le développement de l'activité économique et de l'emploi en tête des priorités, la préservation de ces ZSF peut s'avérer compliquée à défendre pour les décideurs et les gestionnaires locaux. La préservation implique des coûts immédiats pour différents acteurs (collectivités et contribuables, entreprises, agriculteurs...), alors que les bénéfices liés à l'existence de ces zones demeurent hypothétiques sur le long terme et s'avèrent souvent peu tangibles dans l'immédiat. De fait, les acteurs du territoire adjacent, qui parfois ignorent qu'ils sont de potentiels bénéficiaires, ont des difficultés à percevoir la nature et l'intensité des bénéfices à attendre des ZSF et sont souvent moins enclins à manifester leur soutien au projet.



Les zones de sauvegarde pour le futur (ZSF)

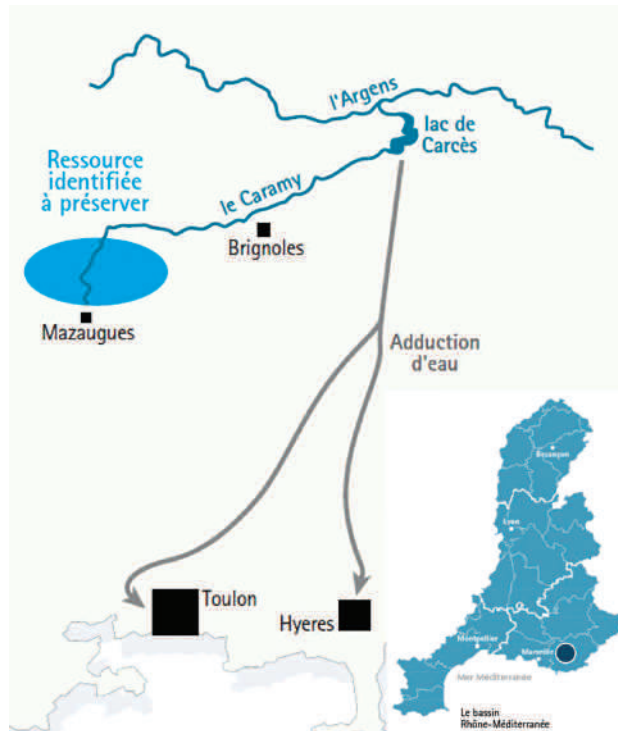
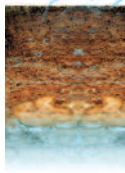
En réponse aux exigences de la directive cadre sur l'eau (article 7.1) et du code de l'environnement (article L 212-1), les comités de bassin ont intégré dans les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) la délimitation de zones de sauvegarde pour le futur (ZSF) pour l'alimentation en eau potable (AEP). Ces zones désignent des ressources en eau souterraine généralement de bonne qualité, importantes en quantité, bien situées par rapport aux zones de forte consommation actuelle et future, et présentant un important potentiel d'exploitation pour l'eau potable. Deux catégories de ZSF peuvent être distinguées :

- les zones de sauvegarde exploitées (ZSE) sont des zones identifiées comme étant intéressantes pour l'AEP future et qui sont déjà utilisées pour l'AEP. Leur altération poserait des problèmes immédiats pour les populations qui en dépendent ;
- les zones de sauvegarde non exploitées actuellement (ZSNEA) sont des zones identifiées comme étant intéressantes pour l'AEP future mais qui ne sont pas utilisées actuellement pour l'AEP. Leur altération pourrait poser problème pour la satisfaction de besoins futurs à moyen et long terme.

Périmètre de l'étude

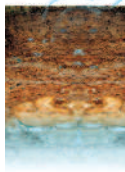
Les formations calcaires des contreforts nord de la Sainte-Baume se situent au cœur du département du Var (83) dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Figure 16). Ce secteur a fait l'objet d'exploitation de bauxite par différentes sociétés minières jusqu'à la fin des années 1980. Les mines sont aujourd'hui abandonnées et totalement ennoyées. Connectées avec les eaux qui circulent dans le massif calcaire, elles constituent désormais des réserves en eau potentiellement très intéressantes. En 2011, les contreforts nord de la Sainte-Baume ont été identifiés comme zone de sauvegarde pour le futur (ZSF) pour l'alimentation en eau potable par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse, le conseil départemental du Var, les services de l'État et la commune de Mazaugues. La zone recèle d'importants volumes d'eau souterraine de bonne qualité et potentiellement exploitables (de 2,5 à 6 millions m³ par an, contre un million de m³ par an actuellement exploité). De plus, elle se situe à proximité de territoires du littoral varois (agglomération toulonnaise notamment) qui connaissent une croissance démographique et saisonnière importante. Via le cours d'eau du Caramy, elle participe à l'alimentation du réservoir de Carcès qui alimente en eau potable une partie importante de la population du schéma de cohérence territoriale (SCoT) Provence Méditerranée. Ces éléments confèrent à la ZSF une position stratégique par rapport aux zones de forte consommation du département du Var. À dominante rurale, la ZSF est située sur cinq communes qui regroupaient 12 672 habitants en 2009. La zone est très peu artificialisée (1 % de la superficie). Seul le village de Mazaugues (801 habitants en 2009) est contenu dans le périmètre de la zone. La ZSF s'étend en effet sur un peu plus de 7 000 ha, dont 96 % de forêts et milieux semi-naturels.

Figure 16



Localisation géographique de la zone de sauvegarde des contreforts nord de la Sainte-Baume. Source : Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse.

Figure 17



© Akunamatata - Flickr

Massif de la Sainte-Baume.

Méthode

La démarche consiste à mettre en évidence la diversité des bénéfices associés au maintien des écosystèmes compatibles avec la préservation des eaux souterraines et qui sont actuellement présents sur la zone des contreforts nord de la Sainte-Baume. Pour ce faire, les auteurs se sont appuyés sur une approche basée sur les services écosystémiques (Encadré 8) : les écosystèmes rendent des services aux hommes et à la société, qu'il est possible d'identifier, voire de quantifier et monétariser parfois.

Les approches par les services écosystémiques

La démarche proposée consiste à identifier puis évaluer les services écosystémiques associés à la préservation des écosystèmes présents sur une zone de sauvegarde pour le futur, en se basant sur la classification du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). Cette classification a été développée dans un objectif d'améliorer la prise de conscience par le grand public et les décideurs des différents types de services rendus par les écosystèmes à la société.

Le *Millenium Ecosystem Assessment* distingue quatre types de services :

- les **services d'approvisionnement** ou de prélèvement qui conduisent à des biens « appropriables » (aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies), que ces biens soient autoconsommés, troqués ou mis en marché ;
- les **services de régulation** c'est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, qualité physico-chimique), ou à protéger d'évènements catastrophiques (cyclones, tsunamis, pluies diluviennes). Contrairement aux services d'approvisionnement, ces services sont généralement non appropriables et ont plutôt un statut de bien public ;
- les **services culturels** c'est-à-dire l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles, ou éducatives ;
- les **services de support ou d'entretien**, non directement utilisés par l'homme mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (capacité de recyclage des nutriments, pédogenèse, importance de la production primaire comme premier maillon des chaînes alimentaires, résistance à l'invasion par des espèces étrangères ou nuisibles). Ces services sont garants de l'existence des trois autres catégories de services.

Depuis 2005, de nombreux travaux ont cherché à affiner la classification du MEA et à la rendre la plus opérationnelle (Haines-Young et Potschin, 2010 ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). En France, l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE), lancée en 2013 par le ministère de l'Écologie, a produit un cadre conceptuel (CGDD, 2017) dans l'objectif d'harmoniser les études et évaluations des services écosystémiques sur le territoire. En outre, dans cette classification, les services de support ne sont plus considérés comme des services.

La démarche consiste donc non plus à s'intéresser uniquement aux services délivrés par la ressource en eau souterraine elle-même, mais également aux services délivrés par les écosystèmes présents sur la zone de sauvegarde, ceux-ci étant compatibles avec un bon état et une préservation de la ressource en eau souterraine. Une zone de sauvegarde peut en effet être considérée comme une mosaïque d'écosystèmes (forêts, prairies, zones cultivées) fournissant toute une diversité de services écosystémiques aux populations de ce territoire (mais également au-delà), sans que les gestionnaires ni la population n'en aient conscience.

La démarche s'est déroulée en trois étapes.

La première étape a permis de pré-identifier les services écosystémiques présents sur la ZSF, ainsi que les activités humaines qui en bénéficient et celles qui contribuent à leur production ou à leur maintien. Cette étape a été réalisée sur la base d'un nombre limité d'entretiens téléphoniques avec des acteurs connaissant le territoire étudié et la consultation de documentation.

La deuxième étape a conduit à une description et une évaluation (en termes biophysiques et non monétaires) des services écosystémiques présents sur la ZSF. Pour ce faire, une vingtaine d'acteurs et de gestionnaires impliqués dans la préservation de la zone de sauvegarde ont été rencontrés :

- les collectivités locales parmi lesquelles le Conseil départemental du Var, les élus de la commune de Mazaugues, le Syndicat de préfiguration du Parc naturel régional de la Sainte-Baume, le Syndicat mixte du Pays Provence verte et l'Association des maires du Var ;
- les services de l'État et les institutions publiques parmi lesquels l'Office national des forêts, la Direction régionale de l'environnement de l'aménagement et du logement Provence-Alpes-Côte d'Azur et la Direction départementale des territoires du Var ;
- les représentants des usagers parmi lesquels le Comité départemental de spéléologie du Var, la Fédération de pêche et de préservation des milieux aquatiques du Var, la Fédération de chasse du Var et l'Association environnement Méditerranée ;
- la Société du canal de Provence qui approvisionne une partie de l'agglomération toulonnaise en eau brute pour la production d'eau potable.

Ces acteurs ont été sélectionnés de manière à représenter des contributeurs mais également des bénéficiaires des services pré-identifiés. Cette étape a également permis de tester la pertinence d'utiliser une approche par services écosystémiques pour échanger avec les acteurs du territoire sur les bénéfices de la préservation de la nappe des contreforts nord de la Sainte-Baume.

La troisième étape a consisté à évaluer en termes monétaires les bénéfices associés à certains services écosystémiques, sur la base des données collectées localement. Les bénéfices associés à chaque service ont été évalués séparément, en mobilisant des méthodes dites « basées sur les prix du marché » ou « basées sur les coûts » (Encadré 9).

Les méthodes basées sur les prix du marché et les méthodes basées sur les coûts

Ces méthodes consistent à déduire la valeur d'un bien ou service environnemental à partir de la valeur de marché pour les services qui font l'objet d'échanges marchands, ou des coûts qui seraient engagés pour le remplacer si celui-ci venait à disparaître ou si son fonctionnement venait à être altéré. Trois exemples d'application de ces types de méthodes aux services délivrés par la zone de sauvegarde des contreforts nord de la Sainte-Baume sont brièvement décrits ci-dessous.

Évaluation du service de production de bois. Les écosystèmes forestiers peuvent être exploités pour la production de bois. Ce service est généralement évalué par la **méthode des prix du marché**, en utilisant les prix de vente du bois sur pied, hors coûts d'exploitation. Les principales essences forestières présentes sur la ZSF sont les feuillus et les résineux. L'activité économique liée à l'exploitation de la forêt est assez faible car les filières sont peu structurées et la productivité des forêts peu élevée. L'exploitation forestière est principalement tournée vers le bois de chauffage (feuillus), la trituration pour la préparation de pâte à papier, le bois-énergie et le bois pour palette (résineux). En considérant 67 % des surfaces forestières exploitées, une production de 1,3 à 1,5 m³/an pour les feuillus et de 3 m³/an pour les résineux, des prix de vente du bois sur pied compris entre 10 et 35 €/m³ pour le bois de chauffage, entre 10 et 15 €/m³ pour le bois de trituration, entre 100 et 130 €/m³ pour le bois de palette et de 12 €/m³ pour le bois-énergie, la valeur de la production annuelle de bois varie entre 120 et 310 k€/an soit entre 16 et 42 €/ha de ZSF par an.

Évaluation du service de rétention des crues. Les sols non imperméabilisés limitent les effets des crues en réduisant les volumes de ruissellement. Ce service de rétention des crues peut par exemple être évalué par la **méthode des coûts de substitution**. La méthode consiste à estimer le volume d'eau stocké par les écosystèmes et à évaluer le coût moyen annuel de fourniture d'un même service par un ouvrage de stockage (réservoir, barrage, retenue collinaire). Le volume moyen stocké à saturation par les sols non artificialisés de la ZSF (forêts et prairies principalement) est estimé entre 50 et 150 m³/ha. L'ouvrage de stockage alternatif est supposé être un barrage d'écrêtement des crues sur le Caramy dont les coûts de construction varieraient entre 0,2 et 0,8 €/m³ et les coûts d'exploitation représenteraient 1 % des coûts d'investissement totaux. En considérant une durée de vie de 100 ans et un taux d'actualisation de 2,5 %, le montant annuel des bénéfices associés au service de rétention des crues est estimé entre 2 et 32 k€/an soit entre 0,4 et 4,4 €/ha de ZSF par an.

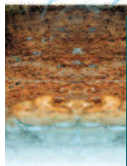
Évaluation du service récréatif de pêche. Les activités de pêche sont exercées à des fins récréatives et non professionnelles sur la ZSF. Il s'agit de pêche en rivière pratiquée principalement au printemps et en été sur le Caramy et l'Issole, dont l'alimentation dépend des eaux souterraines de la Sainte-Baume. Les espèces les plus pêchées sur la zone sont la truite et le brochet. Six associations agréées de pêche exercent (au moins en partie sur la zone), regroupant 2 300 adhérents. On estime le nombre de pêcheurs sur la ZSF entre 1 500 et 2 300. La valeur associée au service récréatif de pêche peut être estimée à hauteur des **dépenses consenties** par les pêcheurs pour exercer la pêche de loisirs. Les dépenses incluent l'achat des cartes de pêche (de 5 à 69 €/an selon les catégories de pêcheurs) et les dépenses en équipement de type matériel et vêtements (en moyenne 273 €/adhérent/an dans le Var). Au total, les bénéfices associés à la pratique de la pêche de loisir par cette méthode sont estimés entre 480 et 740 k€/an, soit de 66 à 100 €/ha de ZSF par an.

Résultats

Au total, 17 services écosystémiques ont été identifiés sur la zone des contreforts nord de la Sainte-Baume (Figure 18) :

- quatre services de régulation. Les écosystèmes présents sur la ZSF jouent bien sûr un rôle important dans la préservation d'une ressource en eau importante et de bonne qualité, mais également dans la protection contre l'érosion, dans la protection contre les crues des communes situées en aval, ainsi que dans la régulation du climat via la fixation et le stockage du carbone ;
- trois services d'approvisionnement. Les écosystèmes présents sur la ZSF permettent la production de bois (bois de chauffage et bois de trituration principalement), ainsi que plusieurs types de production agricole (apiculture, élevages caprins et bovins, maraîchage et arboriculture) ;
- six services culturels. La ZSF est un site privilégié pour la pratique d'activités de loisirs de pleine nature (chasse, pêche, promenade, spéléologie). Les écosystèmes présents sur les contreforts nord de la Sainte-Baume contribuent également au bien-être des populations environnantes par la qualité des paysages. Cette ZSF est également le siège d'activités d'éducation et de recherche ;
- quatre services de support. Les écosystèmes contribuent au cycle de l'eau, au cycle des nutriments, à la formation des sols et à la biodiversité.

Figure 18

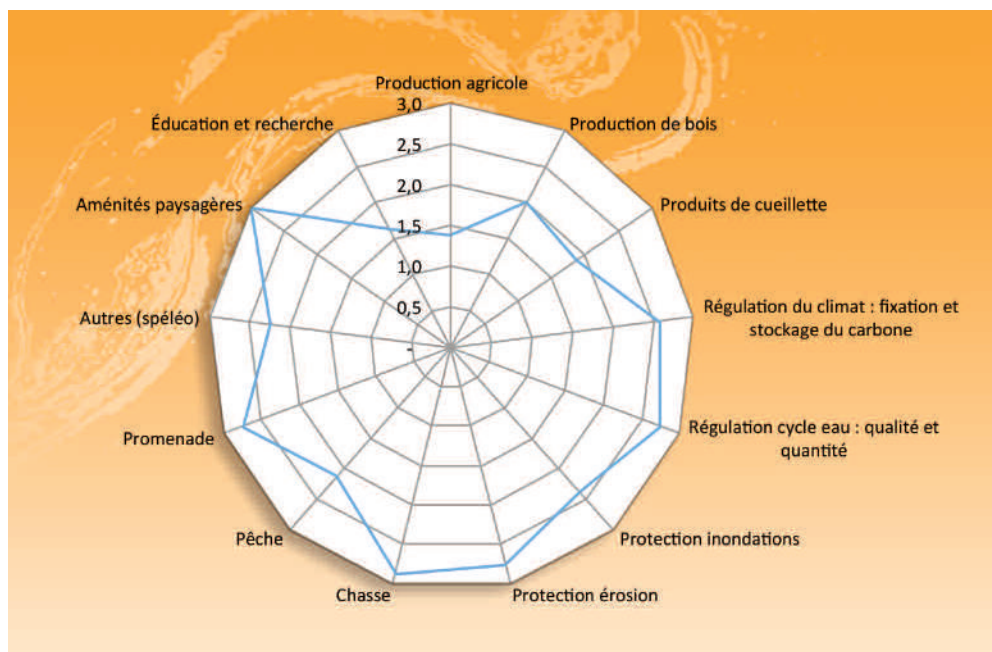
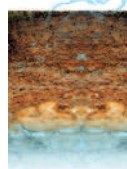


Application de l'approche par services écosystémiques à la zone de sauvegarde pour le futur des contreforts nord de la Sainte-Baume.

- : ayant fait l'objet d'une évaluation monétaire. ZSF : zone de sauvegarde pour le futur

Le concept de services écosystémiques était encore peu connu et relativement flou pour la plupart des gestionnaires et acteurs locaux consultés. Pour autant la présentation et l'utilisation de ce concept appliqué à la ZSF des contreforts nord de la Sainte-Baume se sont révélées être des outils de dialogues et d'échanges très intéressants. En effet, les différents types de services pré-identifiés ont généralement fait sens pour la majorité des acteurs interrogés. Les entretiens ont par ailleurs confirmé la diversité des services présents sur la zone, et notamment l'importance accordée aux services de régulation et aux services culturels (Figure 19).

Figure 19



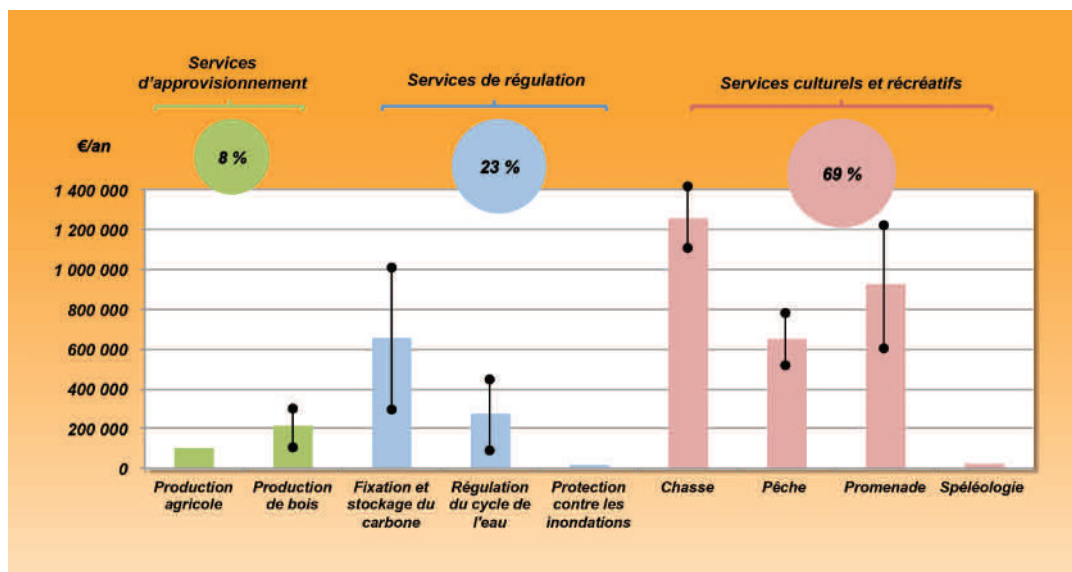
Importance accordée à la préservation des services écosystémiques associés à la zone de sauvegarde pour le futur des contreforts nord de la Sainte Baume.
Moyenne des notes établies sur 8 grilles d'évaluation (0 : service absent, 1 : importance faible, 2 : moyenne, 3 : forte)

L'évaluation économique a été menée sur neuf services écosystémiques (Figure 20). Par convention, les services de support n'ont pas fait l'objet de valorisation économique, et ceci pour éviter les doubles comptes puisque ces services sont indispensables à l'existence des autres services⁴. Les valeurs économiques obtenues ne captent qu'une partie des services délivrés par la ZSF, celles-ci doivent donc être considérées comme des valeurs *a minima*. Les bénéfices associés aux services fournis par la ZSF, et donc à la préservation de la ZSF (par rapport à un scénario où la ZSF ne fournirait plus ces services), sont estimés *a minima* entre 2,4 et 4,7 millions d'euros par an, soit entre 330 et 630 euros par hectare de ZSF par an (Tableau 9). Les plus gros contributeurs sont les services culturels qui représentent près des deux tiers des bénéfices associés aux services écosystémiques fournis par la ZSF. Viennent ensuite les services de régulation qui représentent 27 % des bénéfices, et dont les trois quarts sont imputables à la fixation et au stockage de carbone. Enfin, les services d'approvisionnement ne représentent qu'environ 9 % des bénéfices, ce qui témoigne de la faible activité de production agricole et sylvicole sur la ZSF.

Les contreforts nord de la Sainte-Baume ont été désignés en ZSF afin de sécuriser l'alimentation en eau potable dans le futur à partir des eaux souterraines. Face aux incertitudes associées aux usages potentiels futurs de la ressource pour l'alimentation en eau potable (et donc aux bénéfices potentiels futurs de la préservation), il est important de montrer que le maintien d'écosystèmes compatibles avec une bonne qualité de l'eau permet également de délivrer, dès aujourd'hui, des bénéfices non négligeables à l'échelle d'un territoire, pour toute une diversité de bénéficiaires (pas uniquement les consommateurs d'eau du robinet). Cette évaluation montre en effet que les bénéfices actuels liés à l'utilisation de l'eau souterraine pour l'AEP ne représentent qu'une petite partie (8 %) des bénéfices issus des services écosystémiques délivrés par la ZSF.

4 - C'est l'une des raisons pour lesquelles le cadre conceptuel de l'EFESE (2016) ne considère plus ces services de support comme des services mais comme des fonctions écologiques.

Figure 20



Valeurs économiques estimées pour les neuf services associés à la préservation de la zone de sauvegarde des contreforts nord de la Sainte-Baume (Hérivaux et Grémont, 2017).

Tableau 9

Valeur économique estimée pour les différents services associés à la préservation de la zone de sauvegarde (ZSF) pour le futur

	Valeur économique (k€/an)		Valeur économique surfacique moyenne sur la ZSF (€/ha ZSF/an)		Contribution moyenne (%)	Méthode d'évaluation	Bénéficiaires actuels
	Min	Max	Min	Max			
Services d'approvisionnement							
Production de bois	120	311	16	42	6 %	Prix du marché	Propriétaires forestiers
Production agricole	103	103	14	14	3 %	Prix du marché	> 12 exploitants agricoles
Produits de cueillette	Non évalué						
Sous-total	224	414	30	56	9 %		
Services de régulation							
Fixation et stockage du carbone	274	1 038	37	141	19 %	Prix du marché (valeur basse)/ Dommages évités (valeur haute)	Population mondiale
Régulation du cycle de l'eau : qualité et quantité	138	413	19	56	8 %	Coûts évités	3 880 ménages
Rétention des crues	2	32	<1	4	<1 %	Coûts de remplacement	Population et activités situées en zone inondable (bassin du Caramy)
Protection contre l'érosion	Non évalué						
Sous-total	414	1 483	56	201	27 %		
Services culturels et récréatifs							
Chasse	656	747	89	101	20 %	Dépenses (des chasseurs)	400 chasseurs
Pêche	484	739	35	100	17 %	Dépenses (des pêcheurs)	1 500 à 2 300 pêcheurs
Promenade	618	1 235	84	167	26 %	Dépenses (des promeneurs)	100 000 à 200 000 visiteurs/an
Spéléologie	20	28	3	4	1 %	Dépenses (des spéléologues)	50 licenciés
Aménités paysagères	Non évalué						
Éducation et recherche	Non évalué						
Sous-total	1 778	2 749	241	372	64 %		
Total	2 417	4 646	327	629	100 %		

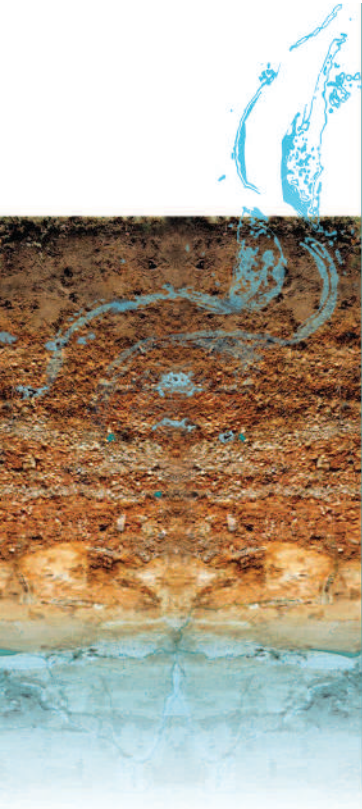


Mise en perspective

Cet exemple illustre bien que les bénéfices attendus de la mise en place d'actions de préservation des eaux souterraines dépassent en général les seuls bénéfices associés directement au bon état des ressources en eau. Cependant, les évaluations économiques de programmes d'action de protection des eaux souterraines prenant en compte cette diversité de bénéfices sont, à notre connaissance, quasi inexistantes. Les travaux d'évaluation économique des services écosystémiques sont de plus en plus nombreux depuis les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005; Ninan and Inoue, 2013; Gomez-Baggethun and Barton, 2013; Johnson *et al.*, 2012). Cependant, alors que ces approches permettent de considérer une grande diversité d'écosystèmes et de services associés, leurs applications dans le cadre de la politique de protection des ressources en eau restent très sectorisées. D'un côté, les évaluations dans le domaine de l'eau s'intéressent spécifiquement aux services associés au cycle hydrologique, sans considérer les autres types de services (Brauman *et al.*, 2007; Keeler *et al.*, 2012; Vlachopoulou *et al.*, 2014; Feuillet *et al.*, 2015), à l'exception notable des nombreux travaux réalisés sur les zones humides (Bouscasse *et al.*, 2011a, 2011b, 2012a, 2012b ; Campagne *et al.*, 2016). De l'autre, les évaluations économiques de services écosystémiques mises en œuvre dans le cadre d'évaluation de politiques de conservation d'espaces protégés (Castro *et al.*, 2015; Johnson *et al.*, 2016) abordent relativement peu la composante « eau ». Les travaux actuellement menés dans le cadre de la démarche nationale d'évaluation des services écosystémiques (EFESE)⁵ témoignent également de cette sectorisation, avec des évaluations menées par grands types d'écosystème, et une composante « eaux souterraines » peu, voire non abordée, dans les groupes de travail pour le moment.

Ces pratiques sont cependant en évolution, comme le montrent les travaux récents de Wallis *et al.* (2013), Vlachopoulou *et al.* (2014), Cabral *et al.* (2016), ou Liqueste *et al.* (2016). Ils soulignent l'intérêt d'intégrer davantage les services écosystémiques dans la gestion des ressources en eau. Abell *et al.* (2017) ont récemment proposé d'aller plus loin, avec une approche très similaire au cas développé ci-dessus, en considérant que les bénéfices de la protection des ressources en eau utilisées pour l'eau potable vont bien au-delà des bénéfices liés à la sécurité de disposer d'une ressource en eau de bonne qualité, et qu'ils incluent des bénéfices associés à l'atténuation du changement climatique, à la protection de la biodiversité, à la santé et au bien-être.

5 - Déclinaison nationale du Millenium Ecosystem Assessment pilotée par le ministère en charge de l'écologie depuis 2012. Elle vise à réaliser une évaluation biophysique, écologique, et socio-économique des services écosystémiques associés à six grandes catégories d'écosystèmes présents sur le territoire français, un des objectifs étant d'intégrer d'ici 2020 la valeur des services écosystémiques dans les systèmes de comptabilité.



Utilisation et enseignements

Les services écosystémiques : un outil de dialogue

La classification des services écosystémiques proposée par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) a été réalisée dans l'objectif de fournir un outil éducatif et pédagogique de sensibilisation à la préservation de la biodiversité, en soulignant l'interdépendance des sociétés humaines et des écosystèmes. L'exemple des contreforts nord de la Sainte-Baume confirme la pertinence d'utiliser une approche par services écosystémiques pour échanger avec les acteurs et gestionnaires d'un territoire sur les bénéfices associés à la préservation des eaux souterraines et, par voie de conséquence des écosystèmes présents sur leur territoire. Cette approche met en lumière la pluralité des acteurs concernés par leur préservation en identifiant les contributeurs et les bénéficiaires des services. La caractérisation des services peut faciliter l'adhésion des différents acteurs du territoire, par exemple en adoptant un discours ciblé, correspondant aux véritables enjeux rencontrés par chaque type d'acteurs à l'échelle locale ou en mettant en évidence que certains contributeurs à la production de services écosystémiques sont aussi des bénéficiaires directs. Dans le contexte des zones de sauvegarde, le recours à ce concept comme outil de communication semble particulièrement adapté pour faire prendre conscience aux acteurs d'un territoire l'intérêt de préserver les eaux souterraines.

Décloisonner les évaluations économiques des politiques publiques environnementales

L'approche par services écosystémiques permet de prendre en compte l'existence d'intérêts croisés avec d'autres politiques environnementales et enjeux de développement économique du territoire. En comparaison des évaluations traditionnelles qui opèrent par enjeu environnemental, cette approche décroisée permet d'avoir une vision globale et systémique des enjeux. Par exemple, le maintien d'un couvert forestier préserve la qualité des eaux souterraines tout en réduisant les émissions de gaz à effet de serre. Or, un projet de préservation des eaux souterraines qui permettrait, à terme, la séquestration d'importantes quantités de carbone, peut attirer le soutien financier d'une gamme plus large de partenaires (associations environnementales, entreprises privées investies dans la lutte contre le changement climatique, etc.). À l'inverse, la préservation de certaines zones pour d'autres motifs environnementaux (biodiversité, climat, etc.) peut aussi bénéficier au secteur de l'eau potable.

Une utilisation prometteuse pour la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau

La directive cadre sur l'eau ne mentionne pas les services écosystémiques en tant que tels. Cependant, on observe ces dernières années un intérêt grandissant pour utiliser les approches par services écosystémiques pour mettre en œuvre de la DCE.

En particulier, certains auteurs (Wallis *et al.*, 2013 ; Vlachopoulou *et al.*, 2014) soulignent que ces approches permettraient d'« élargir » les analyses économiques à l'évaluation des bénéfices indirectement associés au



bon état des masses d'eau (territoire surplombant les eaux souterraines, forêt à proximité d'un cours d'eau...). Dans le contexte des zones de sauvegarde pour le futur, une approche par services écosystémiques paraît particulièrement pertinente pour apporter des arguments en faveur de la préservation. Pour pouvoir les comparer aux coûts de mise en œuvre des actions, les évaluations de bénéfices de préservation des eaux souterraines devraient donc intégrer l'ensemble des services écosystémiques produits par les zones de préservation, et mettre en évidence la diversité des bénéficiaires de la préservation (pas uniquement les usagers des eaux souterraines).

Des besoins de recherche complémentaire

Élaboré à l'articulation de la recherche scientifique et du monde des gestionnaires et politiques de l'environnement, le concept de service écosystémique n'est pas encore tout à fait normalisé. En témoignent les diverses controverses (Costanza *et al.*, 2017) quant à la pertinence des services écosystémiques et de leurs évaluations pour la gestion de l'environnement. Certains travaux institutionnels, à l'instar du MEA ou d'EFESE, tentent néanmoins de stabiliser les contours de ce concept et de créer un référentiel partagé.

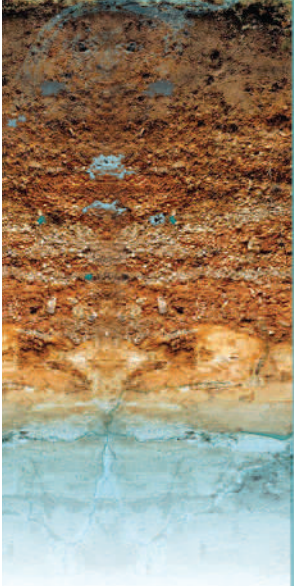
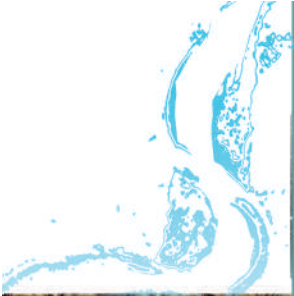
Si l'approche par services écosystémiques semble particulièrement pertinente pour comparer les bénéfices de différents types d'écosystèmes, son utilisation pour comparer différents types de pratiques de gestion des écosystèmes est beaucoup plus délicate : les liens entre pratiques (par exemple dans le cas des agroécosystèmes, une diminution des doses de produits phytosanitaires, ou une conversion à l'agriculture biologique) et niveau de services rendus étant souvent peu connus ou entourés d'incertitudes.

Au-delà, il subsiste par ailleurs un certain nombre de limites méthodologiques lorsqu'on utilise la grille de lecture des services écosystémiques dans le cadre des évaluations économiques. En l'état actuel des connaissances, tous les services ne peuvent pas être quantifiés, et les méthodes d'évaluations économiques utilisées prennent relativement mal en compte les bénéfices pour les générations futures ou encore l'attachement que les individus accordent à la simple existence d'un environnement en bon état. Cela implique que les valeurs économiques obtenues sont des valeurs *a minima*.

Il est donc encore nécessaire de réfléchir et tester l'« opérationnalité » du concept de services écosystémiques pour la gestion de l'environnement, et plus précisément, la gestion des ressources en eau (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Dans tous les cas, les gestionnaires et les décideurs, tant du niveau national que local, ont encore besoin de temps pour s'approprier ce concept et les approches qu'il sous-tend.







- 64 ■ Bibliographie
- 71 ■ Rédaction - Remerciements - Édition
- 72 ■ Publications dans la collection *Comprendre pour agir*





Bibliographie

- Abdalla C.W., 1994. Groundwater Values from Avoidance Cost Studies: Implications for Policy and Future Research, *American Journal of Agricultural Economics* 76, 1062-1067. doi: 10.2307/1243392.
- Abdalla C.W., 1990. Measuring economic losses from groundwater contamination: an investigation of household avoidance costs, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 26, 451-463. doi: 10.1111/j.1752-1688.1990.tb01384.x.
- Abell R., Asquith N., et al., 2017. Beyond the Source: The Environmental, Economic and Community Benefits of Source Water Protection, The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA, 245p.
- Acteon (2013) Guide pratique pour la mise en œuvre d'analyses socio-économiques en appui à l'élaboration de sage et de contrats de rivière. 112p.
- AEAG, 2003. Surcoûts supportés par les usagers domestiques du fait des pollutions par les nitrates et les pesticides. Synthèse des données disponibles version 3. Agence de l'Eau Adour-Garonne, 7p.
- AESN, 2011. Le préventif coûte-t-il plus cher que le curatif? Argumentaire économique en faveur de la protection des captages, Étude ECODECISION encadrée par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, 74p.
- Amigues J.P., Chevassus-au-Louis B., 2011. Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels, Onema, 172p.
- Barbier E.B., 2013. Valuing ecosystem services for coastal wetland protection and restoration: progress and challenges, *Resources* 2, 213-230. doi: 10.3390/resources2030213.
- Bateman IJ, Day BH, Georgiou S, Lake I, 2006 The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics* 60(2): 450–460. doi: 10.1016/j.ecolecon.2006.04.003.
- Belloumi M., Matoussi M.S., 2002. Évaluation de la valeur de préservation de la qualité de la nappe d'Oued Kheirate, *New Medit* 4, 39-45.
- Ben Maïd A., Devaux J., Thao Khamsing W., 2014. Ressources en eau : perception et consommation des Français : résultats d'enquête. Études et documents n°106, CGDD, 82p.
- Bergstrom J.C., Dorfman J.H., 1994. Commodity information and willingness to pay for groundwater quality protection, *Review of Agricultural Economics* 16, 413-425.
- Billé R., Laurans Y., Mermet L., Pirard R., Rankovic A., 2011. À quoi servent les évaluations économiques de la biodiversité ? *EcoRev'* 38, <https://ecorev.org/spip.php?article1009>
- Birol E., Koundouri P., Kountouris Y., 2010. Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation, *cost-benefit analysis and discounting*, *Ecological Economics* 69, 839-847. doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.10.008.
- Boeuf B., Fritsch O., Martin-Ortega J., 2016. Undermining European Environmental Policy Goals? The EU Water Framework Directive and the Politics of Exemptions, *Water* 8, 388; doi:10.3390/w8090388
- Bommelaer O., Devaux J., 2011. Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau, Études et documents n°52, CGDD, 34p.
- Bontems P., Rotillon G., 2007. L'économie de l'environnement, 3ème édition, La Découverte, Coll. Repères, 158p.
- Bonnieux F., Desaignes B., 1998, Économie et politiques de l'environnement, Dalloz, Coll. Précis 336p.

- Bouscasse H., Defrance P., Duprez C., Strosser P., Beley Y., Morardet S., 2012. Évaluation économique des services rendus par les zones humides. Le cas de la moyenne vallée de l'Oise, Études et documents n°76, CGDD, 80p.
- Bouscasse H., Defrance P., Duprez C., Strosser P., Beley Y., Morardet S., 2012. b - Évaluation économique des services rendus par les zones humides. Le cas de la plaine alluviale de la Bassée, Etudes et documents n°77, CGDD, 102p.
- Bouscasse H., Defrance P., Duprez C., Strosser P., Beley Y., Morardet S., 2011. a - Évaluation économique des services rendus par les zones humides. Enseignements méthodologiques de monétarisation, Études et documents n°49, CGDD, 220p.
- Bouscasse H., Defrance P., Amand B., Grandmougin B., Strosser P., Beley Y., 2011. b - Amélioration des connaissances sur les fonctions et usages des zones humides : évaluation économique sur des sites tests. Rapport pour l'agence de l'eau Loire-Bretagne.
- Bouscasse H., Defrance P., Strosser P., 2009. Évaluation des bénéfices attendus de l'amélioration de l'état des eaux souterraines en Région wallonne. Rapport final, Acteon/ Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement - Région Wallonne.
- Brauman KA., Daily GC., Duarte TK., Mooney HA., 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu.Rev.Environ.Resour.* 32:67-98.
- Brouwer R., Hess S., Bevaart M., Meinardi K., 2006. The socio-economic costs and benefits of environmental groundwater threshold values in the Scheldt basin in the Netherlands, November 2006. Deliverable D26 of the BRIDGE EU funded research project.
- Cabral P., Feger C., Levrel H., Chambolle M., Basque D., 2016. Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France, *Ecosystem Services* 22, 318-327. doi: 10.1016/j.ecoser.2016.08.005.
- Campagne C.S., Tschanz L., Taton T., 2016. Outil d'évaluation et de concertation sur les services écosystémiques : la matrice des capacités, *Sciences Eaux et Territoires*, 6p. Disponible sur : <http://www.set-revue.fr/outil-devaluation-et-de-concertation-sur-les-services-ecosystemiques-la-matrice-des-capacites>
- CAS, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis. Rapports et documents du Centre d'Analyse Stratégique (CAS), 399p.
- Castro AJ., Martín-López B., López E., Plieninger T., Alcaraz-Segura D., Vaughn CC., Cabello J., 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Appl Geogr* 60:1-9.
- Caudill J.D., 1992. The valuation of groundwater pollution: the differential impacts of prevention and remediation. PhD Thesis, Department of Agricultural Economics, Michigan State University.
- CGDD, 2017. EFESE : l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques, Cadre conceptuel, Collection THEMA, MEEM et FRB, 88p.
- CGDD, 2015, Nature et richesse des nations. La revue du CGDD http://www2.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Nature_et_Richesse_des_Nations-2.pdf
- CGSP, 2013. L'évaluation socioéconomique des investissements publics. Commissariat général à la stratégie et à la prospective. Rapport de la mission présidée par Emile Quinet, 352p.
- Chegrani P., 2009. Restaurer les eaux souterraines : quels coûts ? quels avantages ? Cas de la nappe de la craie de l'Artois et de la vallée de la Lys. Études et documents n°2, CGDD, 99p.
- Chichilnisky G. and Heal G. 1998. "Economic returns from the biosphere". *Nature*, Vol. 391, pp. 629-630.
- CIEAU, 2000. Baromètre SOFRES/ CIEAU 2000 : L'eau et les Français.
- Corisco-Perez C., 2006. Potabilisation : les coûts réels de production de l'eau potable. Synthèse technique, ENGREF, 12p.

- Croitoru L., 2007. How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics* 9, 536-545. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2006.04.001>.
- de Zoysa A.D.N., 1995. A benefit evaluation of programs to enhance groundwater quality, surface water quality and wetland habitat in Northwest Ohio. Dissertation, The Ohio State University.
- Desvousges W.H., 1986. Averting behavior: Does it exist? *Economics Letters* 20, 291-296. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1765\(86\)90040-6](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1765(86)90040-6).
- Devaux J., 2008. Atteinte du bon état des eaux en Seine-Normandie. Analyses coût-bénéfice à différentes échelles. Mémoire de stage à l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, 106p.
- Edwards S.F., 1988. Option prices for groundwater protection, *J. Environ. Econ. Manage.* 15, 475-487.
- El Chami D., El Moujabber M., Scardigno A., 2008. The Contingent Valuation Method for the economic assessment of Groundwater: A Lebanese case study, *New Medit* 7, 19-24.
- Feuillete S., Levrel H., Blanquart S., Gorin O., Monaco G., Penisson B., Robichon S., 2015. Évaluation monétaire des services écosystémiques. Un exemple d'usage dans la mise en place d'une politique de l'eau en France. *Natures Sciences Sociétés* 23(1), 14-26.
- Fiquepron J., 2012. Étude technico-économique sur le site de Moises-Forchat. Évaluation du service rendu par la forêt pour la production d'eau potable, CNPF-IDF – SIEM – Alpeau, 79p.
- Gadrey J., Lalucq A., 2015. Faut-il donner un prix à la nature ? Les petits matins / Institut Veblen, Collection « Politiques de la transition », 128p.
- Gómez-Baggethun E., Barton DN., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning, *Ecological Economics* 86, 235-245.
- Grappey C., 1999. Fiabilité des résultats de la méthode d'évaluation contingente et modes d'interrogation, Une application à la ressource en eau souterraine, *Economie rurale* 254, 45-53.
- Gronvald P., Delfs Mortensen L., Folmand Knudsen C., Bohr R., Brandt G., Bülow D., Seidelin C., Nielsen T., Aue C., Seitz O., Dahlman M., Kooistra A., van der Moot N., van Os B., Lovett A., Hiscock K., Bateman I.J., Sunnenberg G., Jackson H., Johnson P., Burke S., 2008. Watercost, Elements of cost-effectiveness analysis, Method and case studies, 107p.
- Haines-Young R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, Cambridge University Press, 110-139, <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
- Hardelin J., Marical F., 2011. Taux d'actualisation et politiques environnementales : un point sur le débat. Études et documents n°42, CGDD, 14p.
- Hasler B., Lundhede T., Martinsen L., Neye S., Schou J.S., 2005. Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation, NERI technical report n°543, 176p.
- Heal G., 2000. *Nature and the marketplace: Capturing the value of ecosystem services*, island Press, Washington D.C, Covelo, California, 224p.
- Hérivaux C., 2011. Economic analysis applied to groundwater degradation due to contaminated sites, Public perception and willingness to pay for the RWM073 groundwater quality improvement. Deliverable 5.5 of the FRAC-WECO project. BRGM-RP-59800-FR.
- Hérivaux C., Grémont M., 2015. Caractérisation des bénéfices liés à la préservation des eaux souterraines : le cas des zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable, BRGM/RP-63859-FR, 236p.
- Hérivaux C., Orban P., Brouyère S., 2013. Is it worth protecting groundwater from diffuse pollution with agri-environmental schemes? *A hydro-economic modeling approach*, *Journal of Environmental Management* 128, 62-74. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.04.058.



- Hérivaux, C., Rinaudo, J.D., 2016. Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with contingent valuation In: Jakeman A.J., Barreteau O., Hunt R.J., Rinaudo J.D., Ross A. (eds) *Integrated Groundwater Management*, Springer, 519-549, https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_21.
- Hérivaux C., Grémont M., 2017. Implications économiques des choix de protection des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable. *Sciences Eaux et Territoires*, 8p., Disponible sur : <http://www.set-revue.fr/implications-economiques-des-choix-de-protection-des-eaux-souterraines-pour-l'alimentation-en-eau>.
- IFEN, 2005. Les multiples valeurs de la forêt française, Les données de l'environnement, numéro 105, 4p.
- Johnson K.A., Polasky S., Nelson E., Pennington D., 2012. Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin, *Ecological Economics* 79, 71-79. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.04.020.
- Johnson K.A., Dalzell B.J., Donahue M., Gourevitch J., Johnson D.L., Karlovits G.S., Keeler B., Smith J.T., 2016. Conservation Reserve Program (CRP) lands provide ecosystem service benefits that exceed land rental payment costs, *Ecosystem Services* 18, 175-185. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.03.004>.
- Jordan J.L., Elnagheeb A.H., 1993. Willingness to pay for improvements in drinking water quality, *Water Resources Research* 29, 237-245.
- Kallis G., Gomez-Baggethun E., Zografos C., 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics* 94, 97-105, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.002>.
- Keeler B.L., Polasky S., Brauman K.A., Johnson K.A., Finlay J.C., O'Neill A., Kovacs K., Dalzell B., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 18619-18624. doi: 10.1073/pnas.1215991109.
- Larroque M., 2010. Rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture biologique. Mémoire de stage au Conseil Régional d'Ile-de-France, 118p.
- Laurans Y., Rankovic A., Billé R., Pirard R., Mermet L., 2013. Use of ecosystem services valuation for decision-making: Questioning a literature blindspot, *Journal of Environmental Management* 119, 208-219.
- Laurans Y., Aoubid S., 2012. L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée, Working Papers n°14/12, Iddri, Paris, France, 18 p.
- Lazo J.K., Schulze W.D., McClelland G.H., Doyle J.K., 1992. Can Contingent Valuation Measure Nonuse Values? *American Journal of Agricultural Economics*, 1126-1132.
- Lichtenberg E., Zimmerman R., 1999. Farmers' willingness to pay for groundwater protection, *Water Resources Research* 35, 833-841. doi: 10.1029/1998WR900066.
- Liqueste C., Udias A., Conte G., Grizzetti B., Masi F., 2016. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits, *Ecosystem Services* 22, 392-401. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.011>.
- Liu S., Costanza R., Farber S., Troy A., 2010. Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis, *Ann N Y Acad Sci.* 1185, 54-78. doi: 10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x.
- Maresca B., Mordret X., Ughetto AL., Blancher P., 2011. Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Les enseignements d'une application du *Millennium Ecosystem Assessment* au territoire français, Développement durable et territoires, Vol. 2, n° 3.
- Martin M., Marceau R., 2001. The Economic Value of Groundwater. Document de travail. Accès aux résultats via la base de données EVRI.
- Martinez-Paz J.M., Perni A., 2011. Environmental Cost of Groundwater: A contingent Valuation Approach, *Int. J. Environ. Res.* 5, 603-612.
- Maton L., Rinaudo J., 2013. La valeur des eaux souterraines et les bénéfices liés à leur préservation, développement d'un cadre d'évaluation multicritère, BRGM/RP-15754-FR, 97p.

- Maris V., 2014. Nature à vendre, les limites des services écosystémiques, Edition Quae, 96p.
- Meral P., Pesche D. (coord), 2016. Les services écosystémiques, repenser les relations nature et société, Edition Quae, 300p.
- McClelland G.H., Schulze W.D., Lazo J.K., Waldman D.M., Doyle J.K., Elliot S.R., Irwin J.R., 1992. Methods for measuring non-use values: A contingent valuation study of ground water cleanup. Final Report, Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. Environmental Protection Agency, Cooperative Agreement #CR-815183, 1992.
- MEA, 2005. Millenium Ecological Assessment. Millennium Ecosystem and Human Well-being: A framework for Assessment. A Report of the Conceptual Framework Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment, 266p.
- MEEDDAT, 2008. La valeur économique de la forêt méditerranéenne en France. n°17 de la collection Évaluation de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale, 4p.
- Miraldo Ordens C., Bertin S., Brouwer R., Condesso Melo T., 2006. Assessing the costs and benefits of groundwater quality improvements in the Aveiro Quaternary Aquifer in Portugal, December 2006. Deliverable D28 of the BRIDGE EU funded research project.
- MTES, 2017, Les prélèvements d'eau douce en France : les grands usages en 2013 et leur évolution depuis 20 ans, Edité par le service de l'observation et des statistiques (SOeS) http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/prelevements2013_201701.pdf
- Myers J.P., Reichert J.S., 1997. Perspective in nature's services, in Daily, G. (Ed.), Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems, Washington (DC), Island Press, XVII-XX
- Ninan K.N., Inoue M., 2013. Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't, *Ecological Economics* 93, 137-149. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.05.005>.
- Ojea E., Martin-Ortega J., Chiabai A., 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services, *Environ. Sci. & Policy* 19–20, 1-15. doi: 10.1016/j.envsci.2012.02.002.
- Pakalniete K., Bouscasse H., Strosser P., 2006. Assessing socio-economic impacts of different groundwater protection regimes, Latvian case study report, November 2006. Deliverable D29 of the BRIDGE EU funded research project.
- Poe G.L., Bishop R.C., 1993. Information, risk perceptions and contingent values for groundwater protection, in: Bergstrom, J.C. (Ed.), Benefits and Costs Transfer in Natural Resource Planning, pp. 27-53.
- Poe G.L., Boyle K.J., Bergstrom J.C., 2000. A meta-analysis of contingent values for groundwater quality in the United States. AAEA 2000 Selected Paper, Conference draft, 32p.
- Powell J.R., Allee D.J., McClintock C., 1994. Groundwater Protection Benefits and Local Community Planning: Impact of Contingent Valuation Information, *American Journal of Agricultural Economics* 76, 1068-1075. doi: 10.2307/1243393.
- Puydarrieux P., Devaux J., 2013. Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine? Études et documents n°92, CGDD, 44p.
- Rega C., Spaziante A., 2013. Linking ecosystem services to agri-environmental schemes through SEA: A case study from Northern Italy, *Environ. Impact Assess. Rev.* 40, 47-53. doi: 10.1016/j.ear.2012.09.002.
- Rinaudo JD., 2008. Assessing the benefits of groundwater protection. A case study in the Rhine district, France. deliverable of the EU funded AQUAMONEY project.
- Rinaudo JD., 2008. La perception sociale de l'eau souterraine et de sa valeur économique. <http://www.brgm.fr/programme/economie-milieus-risques>
- Rinaudo JD., 2005. Évaluation de l'impact socio-économique de la pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates et les pesticides. Volume 1 : Coût de la pollution pour le secteur eau potable entre 1988 et 2002. BRGM/RP-52316-FR. Juin 2005, 56p.

- Rinaudo JD., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meilhac A., Loubier S., 2005. Assessing the cost of groundwater pollution: the case of diffuse agricultural pollution in the Upper Rhine valley aquifer, *Water Science and Technology* 52, 153-162.
- Rinaudo JD., Aulong S., 2014. Defining Groundwater Remediation Objectives with Cost-benefit Analysis: Does It Work? *Water Resour. Manage.* 28, 261-278. doi: 10.1007/s11269-013-0483-0.
- Rinaudo JD., Elsass P., Arnal C., Blanchin R., 2006. Évaluation de l'impact socio-économique de la pollution de la nappe d'Alsace par les nitrates et les pesticides : une approche prospective. Rapport de synthèse. BRGM/RP-55304-FR. Août 2006, 84p.
- Roche P., Geijendorffer I., Levrel H., Maris V., 2016. Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires, Editions Quae, Versailles, 224p.
- Roy L., 2013. The relevance of monetary valuations of biodiversity for public decision making, Thèse de doctorat en Sciences économiques, soutenue le 3 décembre 2013 à Lille 1.
- Rozan A., Stenger A., Willinger M., 1997. Valeur de préservation de la qualité de l'eau souterraine : une comparaison entre usagers et non-usagers, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 61-92.
- Salvetti M., 2013. Les évaluations économiques en appui à la gestion de l'eau et des milieux aquatiques, Onema, 172p.
- Sandhu H.S., Wratten S.D., Cullen R., Case B., 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach, *Ecological Economics* 64, 835-848. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.05.007.
- Schaeffer Y., 2014. La monétarisation de l'environnement face à l'idéal démocratique : une synthèse des critiques issues de l'économie écologique. Communication présentée dans le cadre des 8^{es} Journées de recherches en sciences sociales - Grenoble, 11-12 décembre 2014.
- Shultz S.D., Lindsay B.E., 1990. The willingness to pay for groundwater protection, *Water Resources Research* 26, 1869-1875.
- Smith V.K., Desvousges W.H., 1986. Averting behavior: Does it exist? *Economics Letters* 20, 291-296. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0165-1765\(86\)90040-6](http://dx.doi.org/10.1016/0165-1765(86)90040-6).
- Stenger A., Willinger M., 1998. Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer, *Journal of Environmental Management* 53, 177-193. doi: 10.1006/jema.1998.0197.
- Stern N., 2007. *The Economics of Climate Change*. Stern Review. Cambridge University Press.
- Stevens T.H., Barrett C., Willis C.E., 1997. Conjoint analysis of groundwater protection programs, *Agric. Resour. Econ. Rev.* 26, 229-235.
- Strosser P., Bouscasse H., 2006. Assessing socio-economic impacts of different groundwater protection regimes, Slovenian case study report, November 2006. Deliverable D42 of the BRIDGE EU funded research project.
- Strosser P., Mattheiß V., Defrance P., Hernandez S., 2009. Quel(s) rôle(s) pour les instruments économiques dans la gestion des ressources en eau en Europe. Enjeux politiques et questions de recherche. Rencontre de l'Onema, Synthèse du séminaire des 9 et 10 décembre 2009. Vincennes
- Sun H., Bergstrom J.C., Dorfman J.H., 1992. Estimating the benefits of groundwater contamination control, *Southern Journal of Agricultural Economics* 24, 63-63.
- Tentes G., Damigos D., 2012. The Lost Value of Groundwater: The Case of Asopos River Basin in Central Greece, *Water Resour. Manage.* 26, 147-164. doi: 10.1007/s11269-011-9910-2.
- Termignon M., Devaux J., 2014. Evaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux (actualisation en vue du 2^{ème} cycle DCE). Collection "Références" du SEEIDD du CGDD. Mai 2014.

- Tordjman H., Boisvert V., 2012. L'idéologie marchande au service de la biodiversité ? *Mouvements* 2012/2 (n° 70).
- Traoré N., Amara N., Landry R., 1999. Households' response to groundwater quality degradation: Results from a household survey in Quebec, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 5-22.
- UK NEA, 2011. UK National Ecosystem Assessment. Understanding nature's value to society.
- USEPA, 1991. Protecting the Nation's Ground Water: EPA's Strategy for the 1990's, 80p.
- Vatn A., Bromley D.W., 1994. Choices without Prices without Apologies, *Journal of Environmental Economics and Management* 26(2), 129-148
- Vlachopoulou M., Coughlin D., Forrow D., Kirk S., Logan P., Voulvoulis N., 2014. The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive, *Sci. Total Environ.* 470–471, 684-694. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.072>.
- Wallis C., Blancher P., Séon-Massin N., Martini F., Schouppe M., 2013. Mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau. Quand les services écosystémiques entrent en jeu. 2ème séminaire "Quand les sciences de l'eau rencontrent les politiques publiques", Bruxelles, 29 et 30 septembre 2011. Les Rencontres de l'Onema, Synthèse, 209p.
- Wattage P.M., 1993. Measuring the benefits of water resource protection from agricultural contamination: results from a contingent valuation study. Dissertation, Iowa State University.
- Wei Y., Davidson B., Chen D., White R., Li B., Zhang J., 2007. Can Contingent Valuation be Used to Measure the in Situ Value of Groundwater on the North China Plain? *Water Resources Management* 21, 1735-1749. doi: 10.1007/s11269-006-9123-2.
- White P.A., Sharp B.M., Kerr G.N., 2001. Economic valuation of the Waimea Plains groundwater system, *Journal of Hydrology* 40, 59-76.
- Willis K.G., Garrod G., Scarpa R., Powe N., Lovett A., Bateman I.J., Hanley N., Macmillan D.C., 2003. The social and environmental benefits of forests in Great Britain. Report to Forestry Commission, Centre for Research in Environmental Appraisal & Management, University of Newcastle, 36p.
- Wright C., 1988. An economic assessment of groundwater pollution. Master Thesis, Central Michigan University.
- WWF, 2012. Évaluation économique des écosystèmes d'eau douce : L'eau potable - Paris et Lons le Saunier, 46p.
- Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K., Swinton S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture, *Ecological Economics* 64, 253-260. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.024.





Rédaction - Remerciements - Édition

Rédaction

Cécile Hérivaux, Économiste de l'environnement, Direction Eau Environnement Écotecnologies, BRGM

Julien Gauthey, Chargé de mission « socio-économie », Direction de la recherche, de l'expertise et du développement des compétences, Agence française pour la biodiversité (AFB)

Avec la contribution de

Marine Grémont, Économiste de l'environnement, Direction Eau Environnement Écotecnologies, BRGM

Jean-Daniel Rinaudo, Responsable du programme scientifique Économie des milieux et des risques, Direction Eau Environnement Écotecnologies, BRGM

Remerciements

La réalisation des travaux présentés dans ce document s'est appuyée sur de nombreux entretiens et échanges avec différents acteurs sur les territoires étudiés. Nous remercions chaleureusement l'ensemble des personnes ayant participé à ces démarches d'évaluation, ainsi que l'ensemble de nos partenaires de projet.

Nous remercions également les différents relecteurs qui nous ont permis d'améliorer la rédaction de cette publication : Sarah Feuillette (Agence de l'eau Seine-Normandie), Maïa Akopian, Claire Magand et Bénédicte Augéard (Agence française pour la biodiversité) ainsi que Sarah Bonneville lors de son passage à la direction de l'eau et de la biodiversité du ministère de la Transition écologique et solidaire.

Édition

Véronique Barre et Béatrice Gentil-Salasc, Direction de la recherche, de l'expertise et du développement des compétences, Agence française pour la biodiversité (AFB)

Création et mise en forme graphique

Béatrice Saurel (saurelb@free.fr)

Citation

Hérivaux C., Gauthey J., 2018. Les bénéfices liés à la protection des eaux souterraines : pourquoi et comment leur donner une valeur monétaire ? Agence française pour la biodiversité. Collection *Comprendre pour agir*. 72 pages.

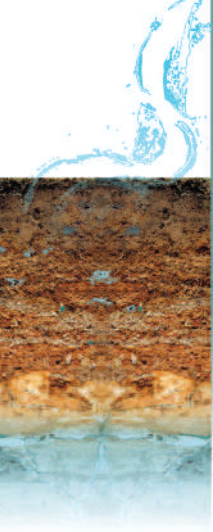


Publications dans la collection *Comprendre pour agir*

- 1- Éléments d'hydromorphologie fluviale (octobre 2010)
- 2- Éléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière (mai 2011)
- 3- Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels (décembre 2011)
- 4- Évolutions observées dans les débits des rivières en France (décembre 2012)
- 5- Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? (décembre 2012)
- 6- Quels outils pour caractériser l'intrusion saline et l'impact potentiel du niveau marin sur les aquifères littoraux ? (avril 2013)
- 7- Captages Grenelle : au-delà de la diversité, quels caractères structurants pour guider l'action ? (septembre 2013)
- 8- Les évaluations économiques en appui à la gestion des milieux aquatiques (octobre 2013)
- 9- Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques publiques (décembre 2013)
- 10- Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau ? Retours d'expériences en Europe, un point de vue des sciences humaines et sociales (février 2014)
- 11- Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons Principes et méthodes (mai 2014)
- 12- La compétence " Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations " (Gemapi) (septembre 2014)
- 13- Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation (octobre 2014)
- 14 - Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? (décembre 2014)
- 15- Quelle est l'efficacité d'élimination des micropolluants en station de traitement des eaux usées domestiques? Synthèse du projet de recherche ARMISTIQ (décembre 2014)
- 16- Modèles hydro-économiques : quels apports pour la gestion des ressources en eau en France? (mars 2015)
- 17- Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion Vol. 1 Connaissances pratiques (mars 2015)
- 18- Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion Vol. 2 Expériences de gestion (mars 2015)
- 19 - Captages Grenelle : où en est-on de la protection contre les pollutions diffuses? Comment aller plus loin ? (septembre 2015)
- 20 - Prévoir les étiages : que peut-on attendre des modèles hydrologiques ? (novembre 2015)
- 21 - Connaître les débits des rivières : quelles méthodes d'extrapolation lorsqu'il n'existe pas de station de mesures permanentes ? (novembre 2015)
- 22 - Pollution diffuse et protection de la ressource en eau : pratiques à l'échelle du territoire dans l'Union européenne (septembre 2016)
- 23 - Captages : comment favoriser la coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles pour la mise en place de démarches de protection des aires d'alimentation de captages ? (octobre 2016)
- 24 - Combien coûte la dégradation des milieux aquatiques pour les usagers de l'eau ? L'évaluation des dépenses compensatoires (janvier 2017)
- 25 - Les zones de rejet végétalisées : repères scientifiques et recommandations pour la mise en oeuvre (février 2017)
- 26 - Du dommage écologique au préjudice écologique. Comment la société prend-elle en compte et répare-t-elle les atteintes causées à l'eau et aux milieux aquatiques ? (avril 2017)
- 27 - Restauration de cours d'eau en France : comment les définitions et les pratiques ont-elles évolué dans le temps et dans l'espace, quelles pistes d'action pour le futur ? (juillet 2017)
- 28 - Impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Expertise scientifique collective (novembre 2017)
- 29 - Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion Vol. 3 Expériences de gestion (bis) (mai 2018)
- 30 - La prévision à moyen et long terme de la demande en eau potable : bilan des méthodes et pratiques actuelles (septembre 2018)
- 31 - Les bénéfices liés à la protection des eaux souterraines : pourquoi et comment leur donner une valeur monétaire ? (septembre 2018)



Contact : veronique.barre@afbiodiversite.fr
<http://www.onema.fr/collection-comprendre-pour-agir>



- ISBN web : 978-2-37785-054-9
- ISBN print : 978-2-37785-055-6

Achévé d'imprimer en France par CFI Technologie en septembre 2018
Cet ouvrage a été réalisé avec des encres végétales
sur du papier PEFC 100% issu de forêts gérées
durablement et de sources contrôlées, chez un
imprimeur respectant toutes les normes environnementales.



Les eaux souterraines assurent de nombreuses fonctions écologiques et délivrent plusieurs services aux activités humaines : production naturelle d'eau de qualité, distribution naturelle d'eau sur un territoire, alimentation en eau des milieux aquatiques associés... Elles peuvent également jouer un rôle d'assurance contre les risques de sécheresse et de pollution pour l'approvisionnement en eau dans le futur.

Cependant, en France comme dans un certain nombre de pays, les eaux souterraines et les services qu'elles rendent à la société sont menacés : en cause notamment, la surexploitation des nappes et la dégradation de leur qualité. Il est nécessaire de mettre en œuvre des actions pour les protéger. Les gestionnaires de l'eau peinent toutefois à convaincre les décideurs de l'intérêt de telles actions, l'invisibilité des eaux souterraines ne facilitant pas la prise de conscience des enjeux.

Faute de données sur les bénéfices potentiels pour le territoire et les populations, les actions de protection sont parfois considérées comme trop coûteuses. Dans ce contexte, les évaluations économiques des bénéfices constituent un outil de dialogue intéressant. Par ailleurs, la mise en évidence des bénéfices favorise l'adhésion des acteurs du territoire aux actions de protection.

Après avoir précisé le cadre conceptuel de l'économie de l'environnement et des évaluations économiques (Chapitre 1), sont abordées successivement trois questions (Chapitres 2, 3, 4) :

- quels sont les coûts évités pour les usagers de la ressource ?
- quelles sont les préférences de la population et comment les traduire en valeurs économiques ?
- quelle est la diversité des co-bénéfices associés aux actions de protection ?

Destinées à apporter un éclairage utile aux gestionnaires impliqués dans la protection des eaux souterraines, les réponses à ces questions ont été organisées autour d'exemples concrets, de l'utilisation de différentes méthodes d'évaluation économique et l'analyse de leurs intérêts et leurs limites.

Cécile Hérivaux est économiste de l'environnement à la direction eau environnement & écotecnologies du BRGM. Elle est impliquée depuis plusieurs années dans différents projets de recherche français et européens s'intéressant à caractériser les bénéfices liés à la protection des eaux souterraines, et notamment au rôle d'assurance joué par les eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable actuelle et future.

Julien Gauthey est socio-économiste à la direction de la recherche, de l'expertise et du développement des compétences de l'Agence française pour la biodiversité. Il pilote de nombreux projets de recherche en économie et en sciences sociales relatifs à la préservation de l'eau et de la biodiversité.