THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE MONTPELLIER SUPAGRO

En Sciences Economiques
Par la Validation des Acquis de l'Expérience (VAE)

École doctorale EDEG – Économie et Gestion
Portée par l'Université de Montpellier

Unité de recherche G-EAU Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages

ECONOMIE DE LA SOUTENABILITE ET PROTECTION DES EAUX SOUTERRAINES

Présentée par Cécile HERIVAUX
Le 16 décembre 2021

Sous l'encadrement scientifique de Marielle MONTGINOUL

Devant le jury composé de

Harold LEVREL, professeur, AgroParisTech, UMR CIRED	Rapporteur
Anne ROZAN, professeure, ENGEES, UMR GESTE	Rapporteur
Carole SINFORT, professeure, l'Institut agro-Montpellier SupAgro	Présidente du jury
Damien JOURDAIN, professeur associé, CIRAD, CEEPA	Membre invité
Marielle MONTGINOUL, directrice de recherche, INRAE, UMR G-EAU	Référente scientifique

Résumé

Ce mémoire porte sur les approches économiques en réponse aux problématiques associées à la protection des eaux souterraines. Il a été préparé en vue de l'obtention du doctorat en Sciences Economiques par la Validation des Acquis de l'Expérience (VAE). La première section retrace l'évolution de mon parcours professionnel et scientifique, au travers des différents projets de recherche appliquée sur lesquels je me suis impliquée, les publications qui en ont résulté, ainsi que les activités de formations et les principales collaborations scientifiques. Mes travaux de recherche mobilisent les concepts et outils principalement issus de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, en les adaptant aux spécificités des eaux souterraines et des aquifères (échelle de temps et d'espace), en les combinant avec des approches issues d'autres disciplines (modélisation hydrogéologique, modélisation des changements d'usage des sols, approches socio-culturelles) et avec la participation des acteurs des territoires étudiés tout au long de la démarche (ateliers, entretiens, enquêtes). La seconde section résume ces travaux en les organisant autour de leurs apports aux quatre principes de l'économie de la soutenabilité : (i) une approche systémique intégrant activités humaines et aquifères, (ii) la prise en compte du temps long, (iii) les approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines et (iv) la prise en compte des dimensions de justice inter, intra-générationnelle et intrinsèque à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines. Pour chacun de ces principes, le mémoire décrit les démarches scientifiques développées et appliquées sur différents territoires, les résultats et les principaux enseignements associés en s'appuyant sur des articles scientifiques publiés. Mes perspectives de recherche sur les 3-5 ans à venir s'inscrivent dans la continuité de ces travaux et s'organisent autour de trois axes : (1) l'évaluation intégrée de scénarios d'évolution des usages du sol en termes de coûts, d'effets sur les eaux souterraines, de services écosystémiques et d'effets négatifs dans une perspective de pluralisme des valeurs ; (2) l'hétérogénéité spatiale des préférences individuelles pour différents scénarios de protection des eaux souterraines, par exemple le long d'un gradient urbain-rural et à travers la formalisation du paradoxe urbain-environnemental ; et (3) les différentes dimensions de justice sociale et environnementale dans les programmes de protection des eaux souterraines.

Mots clés : Economie, Eau souterraine, Prospective, Analyse coût-efficacité, Préférences, Participation

Abstract

This thesis deals with economic approaches applied to groundwater protection issues. It has been prepared in view of obtaining a PhD in Economics through the Validation of Acquired Experience (VAE). The first section describes my professional and scientific career path, through the different applied research projects I have been involved in, the resulting scientific papers, as well as the training activities and the main scientific collaborations. My research work mobilises concepts and tools mainly from environmental and natural resource economics, adapting them to the specificities of groundwater and aquifers (temporal and spatial scale), combining them with approaches from other research fields (hydrogeological modelling, LUCC modelling, socio-cultural approaches) and with the participation of local stakeholders throughout the process (workshops, interviews, surveys). The second section summarises this work around its contributions to the four principles of sustainability economics: (i) a systemic approach integrating human activities and aquifers; (ii) long term consideration; (iii) cost-effectiveness approaches applied to groundwater quality restoration; and (iv) consideration of the inter-, intra-generational and physiocentric justice dimensions in the evaluation of the benefits associated with groundwater protection. For each of these principles, the document describes the scientific approaches developed and applied in different territories, the results and the main lessons learned, based on published scientific papers. In line with this work, my research perspectives for the next 3-5 years are organised around three axes: (1) integrated assessment of land use change scenarios in terms of costs, effects on groundwater, ecosystem services and negative effects in a perspective of value pluralism; (2) spatial heterogeneity of individual preferences for different groundwater protection scenarios, e.g. along an urban-rural gradient and through the formalisation of the urban-environmental paradox; and (3) the different dimensions of social and environmental justice in groundwater protection programmes.

Keywords: Economics, Groundwater, Foresight, Cost-effectiveness analysis, Preferences, Participation

Table des matières

I - PARCOURS PROFESSIONNEL ET SCIENTIFIQUE 7

1. Curriculum Vitae 7

2. Résumé de mon parcours professionnel 8

3. Projets de recherche 9

3.1. Coordination d'activités de recherche 9

3.2. Contributions aux activités de recherche sans responsabilité de coordination 12

3.3. Coordination d'activités de service public 13

3.4. Contributions aux activités de service public sans responsabilité de coordination 14

4. Publications 14

5. Activité de formation 16

5.1. Formations dispensées 16

5.2. Co-encadrement de doctorant 16

5.3. Encadrement de stages 16

6. Collaborations scientifiques 17

6.1. Collaborations internationales 17

6.2. Collaborations nationales (hors structure d'appartenance) 17

6.3. Participation groupes de travail/ instances d'évaluation 18

6.4. Organisation de séminaire 18

7. Formations reçues 18

II – SYNTHESE DES TRAVAUX DE RECHERCHE 21

1. Introduction 21

1.1. Problématiques associées à la protection des eaux souterraines 21

1.2. Une diversité d'approches économiques mobilisées 22

1.2.1. Des approches adaptées aux spécificités des aquifères 23

1.2.2. Une recherche ancrée dans la réalité du terrain 24

1.2.3. Un positionnement éthique dans une perspective de soutenabilité forte 26

1.3. L'économie de la soutenabilité 26

2. Une approche systémique intégrant activités humaines et aquifères 29

2.1. Contexte et problématique 29

2.2. Schéma conceptuel d'analyse des services dépendants des aquifères 30

2.3. Perspectives 34

3. La prise en compte du temps long 35

3.1. La construction de scénarios spatialement explicites : apports de la combinaison de la prospective, de la participation et de la modélisation de changements d'usage du sol 35

3.2. La conception et mise en débat d'instruments économiques innovants 39

3.3. Enseignements et perspectives 42

4. Approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines 45

4.1. Contexte et problématique 45

4.2. Quelles actions coût-efficaces pour réduire les pressions polluantes à l'échelle du bassin hydrographique ? 47

4.3. Les mesures agro-environnementales sont-elles adaptées pour restaurer la qualité d'une nappe ? 48

4.4. Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? 49

4.5. Comment restaurer la qualité de l'eau d'un captage ? 51

4.6. Enseignements et perspectives 53

5. Les dimensions intra-générationnelle, intergénérationnelle, intrinsèque à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines 57

5.1. Introduction 57

5.2. Quels coûts évités pour les usagers ? La méthode des coûts évités 59

5.3. Quelles préférences de la population pour l'amélioration de la qualité d'une nappe non utilisée pour l'alimentation en eau potable ? L'évaluation contingente 61

5.4. Quels bénéfices associés à la protection de zones de sauvegarde (ZS) ? Evaluation des services écosystémiques associés aux ZS. 64

5.5. Quelles préférences de la population pour différentes solutions fondées sur la nature ? La méthode du choice experiment. 67

5.6. Enseignements et perspectives 71

6. Conclusion 73

7. Références 77

III – PRODUCTION SCIENTIFIQUE 87

1. Publications 87

2. Communications à congrès/ conférences 89

3. Rapports 91

IV – TIRES A PART 97

Liste des abréviations

AAC	Aire d'alimentation de captage
ACB	Analyse coût-bénéfice
ACE	Analyse coût-efficacité
AELB	Agence de l'Eau Loire Bretagne
AERM	Agence de l'Eau Rhin-Meuse
AERMC	Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corsé
ANR	Agence Nationale de la Recherche
Brgm	Bureau de recherches géologiques et minières
CENP	Coûts écologiques non payés
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
GDE	Gardiennes de l'eau
MAE	Mesures agro-environnementales
OFB	Office Français de la Biodiversité
OUGC	Organisme Unique de Gestion Collective
PLUi	Plan Local d'Urbanisme intercommunal
SAU	Superficie Agricole Utilisée
SDDEA	Syndicat Départemental des Eaux de l'Aube
SE	Service écosystémique
SFN	Solution fondée sur la nature
UMR G-EAU	Unité Mixte de Recherche Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages
VAE	Validation des Acquis de l'Expérience
ZPAAC	Zone de protection de l'aire d'alimentation de captage
ZS	Zone de sauvegarde

I - PARCOURS PROFESSIONNEL ET SCIENTIFIQUE

Cette section du manuscrit présente un court *curriculum vitae* puis l'analyse de l'évolution de mon parcours professionnel et scientifique, au travers des différents projets de recherche sur lesquels je me suis impliquée, les publications scientifiques qui en ont résulté ainsi que les activités de formation et les principales collaborations scientifiques.

1. Curriculum Vitae

Cécile HERIVAUX
Née le 18 septembre 1980
2 enfants

Coordonnées professionnelles
BRGM
Direction Eau, Environnement, Procédés et Analyses
Unité Nouvelles Ressources en Eau et Economie
1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier
Tel : 04.67.15.79.71 ; mail : c.herivaux@brgm.fr

Formation

1999-2003	Institut National Agronomique de Paris-Grignon (INA-PG) ▪ Diplôme d'Etudes Approfondies (DEA) Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles (2003) ▪ Diplôme d'Agronomie Approfondie en Sciences Economiques et Sociales, spécialisation Développement Agricole (2002)

Activité professionnelle

Depuis 2016	Expert scientifique économiste de l'environnement au Brgm (Direction DEPA/ Unité NRE), Montpellier.
2009-2015	Ingénieur confirmé économiste de l'environnement au Brgm (Direction DEPA/ Unité NRE), Montpellier.
2005-2008	Ingénieur économiste de l'environnement au Brgm (Service EAU/ Unité RMD), Orléans.
2004	Ingénieur d'étude à l'AGENCE DE L'EAU ARTOIS PICARDIE (Mission Agriculture et Ecologie Rurale), Douai.
2003	Chargée de mission au Service Environnement et Développement Durable de ERNST & YOUNG, Paris (*via* l'ADEPRINA).
2003	Chargée d'étude à la Direction Espace Rural et Agriculture de l'AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE, Nanterre (stage de 6 mois).
2002	Chargée de mission agro-économiste pour AGRISUD INTERNATIONAL, Province du Thua tien Hue, Viêtnam (stage de 6 mois).
2001	Chargée de mission à l'observatoire économique de la CHAMBRE D'AGRICULTURE DE NOUMEA, Nouvelle Calédonie (stage de 4 mois).

2. Résumé de mon parcours professionnel

Ingénieure agronome diplômée en 2002 de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon (actuel AgroParisTech) en Sciences Economiques et Sociales (spécialisation Développement Agricole), j'ai complété ma formation par un DEA Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles en 2003, sans poursuivre en thèse. J'ai rejoint le Bureau de recherches géologiques et minières (Brgm) en janvier 2005, en tant qu'économiste de l'eau, de l'environnement et des risques naturels, après quelques courtes expériences pour une ONG de développement agricole (stage 6 mois Agrisud International, 2002) dans les agences de l'eau (stage 6 mois agence de l'Eau Seine-Normandie 2003, CDD agence de l'Eau Artois Picardie 2004), et dans un bureau d'étude (CDD Ernst & Young 2003). Ces courtes expériences ont confirmé mon aspiration pour la découverte et l'analyse de problématiques complexes, le travail de terrain, et le développement de méthodologies en appui à la conception de politiques publiques. Après six mois passés à Montpellier dans l'unité de recherche RMD (« Ressources et Milieux Discontinus », aujourd'hui unité NRE « Nouvelles Ressources en Eau et Economie ») début 2005, j'ai travaillé trois ans au centre scientifique et technique du Brgm à Orléans, tout en étant rattachée à l'unité de recherche montpelliéraine. Ces années orléanaises ont été très riches sur le plan des rencontres scientifiques (700 personnes à Orléans), de la découverte de la diversité des métiers des Géosciences et des nombreux échanges pluridisciplinaires. J'ai ensuite souhaité me rapprocher de mes collègues économistes, et obtenu ma mobilité géographique en 2008 pour rejoindre l'unité de recherche à Montpellier, maintenant rattachée à l'UMR G-EAU (Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages) depuis janvier 2021.

Mon parcours professionnel dans le domaine de la recherche appliquée a donc débuté en 2005, tout d'abord en tant que contributrice à la réalisation de projets de recherche (projet européen AQUATERRA), puis progressivement par le montage de projets et la coordination d'activités de recherche en économie (projets ANR MISEEVA et ANR ALMIRA, partenariats de recherche avec les agences de l'eau). Mon implication forte dès 2005 dans des projets de recherche appliquée à l'échelle locale, nationale et européenne, au sein d'une unité de recherche pluridisciplinaire composée d'hydrogéologues et d'économistes, m'a permis de découvrir et de développer progressivement les compétences du métier de chercheur : analyse et compréhension de la complexité des enjeux auxquels sont confrontés les acteurs des territoires; formulation de problématiques scientifiques; état de l'art; conception, élaboration et mise en œuvre de méthodes innovantes. Depuis 2011, j'ai développé mes compétences de valorisation et transfert des résultats de la recherche, avec plusieurs publications scientifiques dans des revues à comité de lecture, des chapitres d'ouvrage, des articles dans revues techniques, des ouvrages de vulgarisation, et des communications à conférences. Mes activités de recherche sont également en lien avec la formation, par l'encadrement de stagiaires de master 2, l'intervention dans les parcours « Eau et société » et « Eau et agriculture » du master Eau de Montpellier, ainsi que dans des formations Brgm. En 2013, la réalisation d'un bilan de compétences m'a encouragée à poursuivre dans le domaine de la recherche appliquée. En cohérence avec ce parcours, ma description de poste au Brgm a évolué en 2016, en me positionnant dans la filière Expert scientifique. La démarche de doctorat par la Validation des Acquis de l'Expérience (VAE) est alors apparue comme une voie d'évolution cohérente avec mon parcours professionnel.

Mon activité de recherche au Brgm s'est progressivement développée autour de quatre principaux axes, faisant échos aux principes de l'économie de la soutenabilité et détaillés dans la section II du manuscrit : (i) l'analyse systémique des relations entre activités humaines et aquifères, (ii) la prise en compte du temps long, (iii) les approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines et (iv) la prise en compte des dimensions intra-générationnelle,

intergénérationnelle et intrinsèque à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines.

Ce parcours professionnel de 16 années dans le domaine de la recherche appliquée m'a passionnée. J'ai découvert que le métier de chercheur était loin d'être « poussiéreux » comme je le redoutais plus jeune. Au contraire, j'ai compris que ce métier correspondait totalement à ma rigueur scientifique, mon goût pour l'analyse de systèmes complexes, ma curiosité, mon aspiration au voyage et la découverte, et ma motivation intrinsèque de travailler pour la préservation des ressources naturelles et l'intérêt général, tout en travaillant dans un environnement scientifique, entourée de chercheurs passionnés et passionnants. Dans le contexte du changement climatique, de tensions croissantes sur les ressources en eau, de perte de la biodiversité, et de crise sanitaire et économique mondiale, la recherche appliquée a un rôle fort à jouer, en étudiant les liens entre bien-être humain et environnement, et en explorant leurs évolutions futures possibles, afin d'éclairer les politiques publiques sur les solutions à mobiliser pour garantir la préservation des ressources naturelles et la durabilité des services qui en dépendent. Je souhaite pleinement pouvoir contribuer à répondre à ces défis sociétaux et environnementaux par la recherche.

Le diplôme de doctorat me permettra de continuer à progresser dans la filière expert scientifique dans laquelle je suis engagée depuis cinq ans, et me donnera la possibilité de co-encadrer des thèses, de participer à la coordination de rédaction d'ouvrages scientifiques collectifs et de m'impliquer davantage dans les congrès scientifiques. Ce diplôme de doctorat me permettra aussi de conforter mon statut de chercheur associé à l'UMR G-EAU afin de favoriser les collaborations scientifiques, en cohérence avec le rattachement récent de mon unité de recherche à cette UMR.

3. Projets de recherche

L'activité d'un ingénieur au Brgm est essentiellement rythmée par les projets sur lesquels il travaille. Pour ma part, il s'agit majoritairement de projets de recherche collaboratifs réalisés dans le cadre de programmes de l'Agence Nationale de la Recherche ou de programmes européens (FP6, EraNet, H2020) et de projets appliqués plus opérationnels en partenariat avec les Agences de l'eau et l'Office Français de la Biodiversité. L'essentiel de mon activité se répartit donc entre temps de montage, coordination, activités de recherche et valorisation des résultats scientifiques. Ces différents projets sont listés et résumés ci-dessous, avec les références aux publications [1-24], communications à congrès [25-53] et rapports [54-100] listés de manière détaillée dans la section III.

3.1. Coordination d'activités de recherche

SFN_Gest'ESO - Des Solutions fondées sur la Nature (SFN) pour une gestion durable eaux souterraines? Evaluation des effets hydrogéologiques et économiques : retours d'expérience et perspectives de mise en œuvre (2021-2024)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée Corse
- Coordination du projet. Budget géré : 350 k€.
- Clarification des liens entre SFN et eaux souterraines, typologie des SFN visant une gestion durable des eaux souterraines ; évaluation ex-post des SFN en termes de coûts de mise en œuvre, d'effets hydrogéologiques, de bénéfices et d'effets négatifs associés ; conception et évaluation de scénarios futurs de mise en œuvre de SFN.

URB-EAU - Construction et évaluation de scénarios d'usage du sol permettant la pérennité des champs captant du sud de Lille (2020-2023)

- Financeur : Métropole Européenne de Lille
- Coordination du volet économique. Budget géré : 200 k€.

- Co-construction de scénarios d'action visant à garantir la pérennité des champs captant du sud de Lille à l'horizon 2035 ; évaluation des implications économiques et des préférences de la population pour ces différents scénarios d'action ; analyse multicritères, sélection des scénarios et réflexion sur les instruments potentiels à mobiliser.

POLDIF - Implications économiques de la reconquête de la qualité (nitrate) des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable (2017-2019)

- Financeur : Agence de l'Eau Loire-Bretagne
- Coordination du volet économique. Budget géré : 200 k€.
- Evaluation des implications économiques passées et futures des différents choix possibles de reconquête de la qualité (nitrates) de ressources en eau souterraine utilisées pour l'alimentation en eau potable. Analyse coût-efficacité d'actions de reconquête de la qualité avec couplage au modèle BICHE, évaluation des bénéfices environnementaux.
- Référence : [1; 58]

ALMIRA - Analyse des dynamiques des mosaïques paysagères et des services agro-environnementaux associés dans un contexte de changements globaux (2014-2018)

- Financeur: Agence Nationale de la Recherche
- Coordination de l'activité Brgm, responsable du WP économie. Budget géré : 175 k€.
- Réalisation d'enquêtes auprès d'agriculteurs pour analyser les dynamiques des systèmes de production et mosaïques paysagères associées, réalisation d'ateliers de prospective avec les acteurs du bassin, évaluation des services agro-environnementaux associés aux mosaïques paysagères.
- Références : [4; 5; 19; 34]

EAU & SES - Evaluation économique de la protection des ressources en eau souterraine stratégique : une approche innovante basée sur le concept de services écosystémiques (2016-2017)

- Financeur : Direction de la Recherche Brgm (fonds propres)
- Coordination du projet. Budget géré : 76 k€.
- Evaluation des bénéfices associés aux services écosystémiques fournis par 2 zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable future : la source de l'Enragé (Jura) et le pays de Gex (Ain). Réalisation d'ateliers de mise en débat des résultats auprès des acteurs des territoires concernés.
- Références : [32; 33; 36; 61]

CARAC'O - Caractérisation et évaluation des bénéfices liés à la protection des eaux souterraines dans le bassin Rhône, Méditerranée et Corse (2013-2016)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée Corse
- Coordination du projet. Budget géré : 180 k€.
- Développement d'un argumentaire économique visant à mettre en évidence les bénéfices économiques associés à la préservation des ressources en eau souterraine pour l'alimentation en eau potable. Application à deux études de cas. Evaluation des bénéfices associés aux services écosystémiques fournis par la zone de sauvegarde des contreforts Nord de la Sainte-Baume (Var). Evaluation des coûts des actions curatives et de reconquête de la qualité de l'eau de la nappe de Dijon Sud (Côte d'Or).
- Références : [7; 20; 38; 64; 71]

LANDSCENE - Développement d'un outil de simulation et de représentation spatio-temporelle de scénarios d'évolution des activités économiques à long terme (2012)

- Financeur : Direction de la Recherche Brgm (fonds propres)
- Coordination du projet. Budget géré : 35 k€.

- Développement d'un outil SIG permettant de simuler et de représenter spatialement l'évolution à long terme de l'agriculture dans un bassin versant, en tenant compte de contraintes naturelles, réglementaires et économiques.
- Référence : [69]

MISEEVA - Evaluation économique des impacts associés à l'élévation du niveau de la mer à l'horizon 2100 en Languedoc-Roussillon (2010-2014)

- Financeur: Agence Nationale de la Recherche
- Coordination du WP économie. Budget géré : 280 k€.
- Evaluation économique des impacts de l'élévation du niveau de la mer sur le bâti, l'agriculture, les plages, les zones humides et les aquifères côtiers, pour différentes stratégies d'adaptation. Mise en évidence de l'importance de prendre en compte la valeur des services rendus par les écosystèmes côtiers dans les évaluations des stratégies d'adaptation.
- Références : [8; 9; 10; 18; 39; 41; 44; 45;47; 48; 49; 68; 77]

CALIPSEAU-ECO - Analyse coût-efficacité spatialisée de programmes d'actions visant à restaurer le bon état de la nappe de l'Ain (2009-2011)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée Corse
- Coordination du projet. Budget géré : 94 k€.
- Développement méthodologique et application à l'échelle de la nappe alluviale de l'Ain : mise en place d'une approche participative pour la construction de scénarios tendanciels, couplage d'approches économiques, agronomiques et hydrogéologiques et articulation de méthodes participatives et de modèles à l'échelle d'une nappe.
- Références : [21; 42; 43; 46; 50; 72; 75]

FRAC WECO - Analyse économique appliquée à la gestion d'une nappe polluée par les friches industrielles en Belgique (2008-2011)

- Financeur : politique Fédérale Belge
- Coordination du projet pour le Brgm. Budget géré : 220 k€.
- Développement et application sur la nappe alluviale de la Meuse d'un modèle conceptuel transdisciplinaire pour l'évaluation des risques de dégradation des eaux souterraines par des sites contaminés, évaluation des bénéfices liés à l'amélioration de la qualité des eaux souterraines (évaluation contingente).
- Références : [12; 15; 73; 78 ; 82; 84]

COUTREF2 - Développement et applications d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse (2006-2008)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhin-Meuse
- Coordination du projet. Budget géré : 82 k€.
- Développement d'un cadre méthodologique pour l'évaluation coût-efficacité du programme de mesures, adaptation et application aux mesures de réduction (i) des pollutions organiques, (ii) des pollutions diffuses d'origine agricole et (iii) des pollutions dangereuses et toxiques.
- Références : [22; 52; 81]

AQUATERRA - Analyse économique appliquée à la gestion des ressources sol-sédiment-eau de districts hydrographiques internationaux (2005-2008)

- Financeur : Europe (6ème PCRD)
- Coordination des activités Brgm en socio-économie. Budget géré : 400 k€.
- Caractérisation socio-économique du district international de la Meuse, développement de modèle conceptuel transdisciplinaire pour l'analyse économique des grands enjeux environnementaux, coordination de la réalisation de trois cas d'études économiques, analyse coût-bénéfice appliquée à la gestion des eaux souterraines contaminées par les nitrates, participation et animation de différents ateliers de travail européens.

- Références : [11; 51; 79; 87-95]

NARVA - Analyse économique appliquée à la gestion des ressources en eau souterraine du district de Slantsy, bassin de Narva, Russie (2006-2007)

- Financeur : Europe (projet LIFE)
- Coordination des activités en économie. Budget géré : 100 k€.
- Caractérisation de la situation économique et environnementale du district de Slantsy, proposition d'un programme de gestion de la ressource en eau, évaluation des coûts et bénéfices associés, évaluation de la capacité financière des acteurs locaux, coordination de l'activité de sous-traitance locale (sociologues).
- Références : [80; 83]

3.2. Contributions aux activités de recherche sans responsabilité de coordination

ABRESO - Abandonment and rebound: societal views on landscape and land use change and their impact on water and soils (2021-2024)

- Financeur : Agence Nationale de la Recherche (Belmont)
- Analyse des dynamiques d'évolution des usages des sols (en particulier abandon des terres) et des facteurs d'influence ; analyse des perceptions des services écosystémiques et des disservices associés à ces évolutions ; évaluation des préférences individuelles pour différents scénarios d'évolution des usages futurs du sol. Application sur le bassin versant du Lez (34) et la nappe de la Vistrenque (30) ; appui au transfert de méthode sur des bassins versants situés en Italie, Japon, Etats-Unis et/ou Taiwan.

SMART-Control - Valeur de l'information associée à des systèmes de suivi en temps réel de dispositifs de recharge artificielle des aquifères (2020-2021)

- Financeur: Europe (Water JPI)
- Responsable du développement méthodologique et de l'évaluation de la valeur de l'information associée à des systèmes de suivi et de contrôle en temps réel (couplage monitoring-modèles) de dispositifs de recharge artificielle des aquifères. Application sur deux démonstrateurs situés en Allemagne et à Chypre. Réalisation d'une enquête auprès d'agriculteurs irrigants pour comprendre leurs stratégies d'adaptation à différents niveaux de disponibilité d'eau d'irrigation (Chypre).

NAIAD - Valeur d'assurance et services écosystémiques associés aux solutions fondées sur la nature visant à réduire les risques liés à l'eau (2016-2020)

- Financeur: Europe (H2020)
- Responsable du développement méthodologique et de l'évaluation des co-bénéfices de solutions fondées sur la nature (SFN) pour les risques liés à l'eau (sécheresse et inondation) en contexte de changements climatiques. Evaluation des co-bénéfices associés aux SFN visant à réduire le risque d'inondation sur le bassin versant du Lez (34), par la mise en œuvre d'une enquête de type expérimentation des choix.
- Références : [2; 3; 13; 14; 26; 27; 28; 31; 35; 55; 56; 59]

WATER CAP & TRADE - Scénarios de marchés de l'eau pour l'Europe du Sud : évaluation économique des systèmes de quotas d'eau transférables (2015-2017)

- Financeur : Agence Nationale de la Recherche (Era Net)
- Conception de scénarios de droits d'eau souterraine transférables et mise en débat au sein de groupes d'acteurs agricoles sur cinq bassin versants français (ateliers de prospective).
- Références : [6; 24; 37; 40; 66; 67]

RMCBENEF - Développement et application d'une méthodologie de transfert des bénéfices environnementaux liés à l'atteinte du bon état des cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée Corse (2008-2010)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée Corse
- Evaluation des bénéfices environnementaux associés à l'atteinte du bon état sur l'Arc aval par la réalisation d'une évaluation contingente ; participation à l'évaluation sur le bassin du Giffre.
- Références : [74; 76]

COUTREF - Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse (2004-2005)

- Financeur : Agence de l'Eau Rhin-Meuse
- Réalisation d'une typologie des mesures à mettre en œuvre pour atteindre le bon état des masses d'eau (secteurs agriculture, industrie et ménages), évaluation des coûts de référence des mesures, développement d'un cadre méthodologique pour l'évaluation coût-efficacité du programme de mesures.
- Références : [96; 97]

3.3. Coordination d'activités de service public

ESO_EFESE - Prise en compte des services dépendants des eaux souterraines dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques (2016-2019)

- Financeur: Agence Française de la Biodiversité
- Coordination du projet. Budget géré : 40 000 €.
- Analyse critique de la manière dont les services dépendants des eaux souterraines sont pris en compte dans l'évaluation des services écosystémiques menée dans par le programme EFESE. Proposition d'une méthode permettant d'intégrer la dimension eaux souterraines dans l'évaluation des services de régulation du cycle de l'eau.
- Références : [17; 25; 29; 57]

LONGTERM - Prise en compte des valeurs de long terme dans la préservation des ressources en eau souterraine (2015-2016)

- Financeur: Onema
- Coordination du projet. Budget géré : 50 000 €.
- Bilan de la prise en compte du long terme dans la gestion des ressources en eau souterraine en France (consultation de 35 experts en France et à l'international). Organisation du séminaire « Pourquoi et comment préserver les eaux souterraines pour leur rôle d'assurance ? » réunissant une vingtaine d'acteurs français impliqués dans la préservation des ressources en eau souterraine pour l'AEP future.
- Références : [53; 63]

SCENARIO - Appui à la préparation des plans de gestion contre les pollutions diffuses des eaux souterraines : apport de la construction de scénarios contrastés (2012-2014)

- Financeur: Onema
- Coordination du projet. Budget géré : 40 000 €.
- Analyse spatialisée de la diversité des situations agro-hydrogéologiques rencontrées en France, notamment au regard de l'état chimique des masses d'eau souterraine ; revue bibliographique d'une quarantaine de travaux de prospective sur les thèmes agriculture-eau-territoires et analyse détaillée de 11 groupes de facteurs de changement.
- Références : [62; 65; 70]

3.4. Contributions aux activités de service public sans responsabilité de coordination

Evaluation économique de stratégies de gestion des risques littoraux sur le long terme en Guadeloupe.

- Financeur: Communauté d'Agglomération du Nord Basse-Terre et Agence des 50 pas géométriques (Guadeloupe)
- Evaluation des implications économiques de trois stratégies de gestion des risques littoraux (relocalisation, surveillance et relocalisation, surveillance et protection), évaluation de l'effet d'introduction d'une variante avec autorisation d'occupation temporaire (AOT). Application au secteur Pointe-à-Bacchus de la commune de Petit Bourg en Guadeloupe.
- Références : [30; 60]

4. Publications

Articles scientifiques

Neverre N., Surdyk N., HERIVAUX C., Baran N. (submitted). Restoring groundwater quality at the drinking water catchment scale: a multidisciplinary and participatory approach. *Submitted to Journal of Environmental Management on 20/09/2021*.

HERIVAUX C., Le Coënt P. (2021). Introducing nature into cities or preserving existing peri-urban ecosystems? Analysis of preferences in a rapidly urbanizing catchment. *Sustainability* 13(2), 587. https://doi.org/10.3390/su13020587

Le Coënt P., Graveline N., Altamirano M.A., Arfaoui N., Benitez-Avila C., Biffin T., Calatrava J., Dartee K., Douai A., Gnonlonfin A., HERIVAUX C., Marchal R., Moncoulon D. et Piton G. (2021). Is-it worth investing in NBS aiming at reducing water risks? Insights from the economic assessment of three European case studies. *Nature-Based Solutions*, 1, 100002. https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100002

HERIVAUX C., Vinatier F., Sabir M., Guillot F., Rinaudo JD. (2021). Combining narrative scenarios, local knowledge and land-use change modelling for integrating soil erosion in a global perspective. *Land use policy* 105, 105406. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105406

Choukri F., Raclot D., Naimi M., Chikhaoui M., Pedro Nunes J., Huard F., HERIVAUX C., Sabir M., Pépin Y. (2020). Distinct and combined impacts of climate and land-use scenarios on water availability and sediment loads for a water supply reservoir in Northern Morocco. *International Soil and Conservation Research*. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.03.003

HERIVAUX C., Rinaudo JD., Montginoul M. (2020). Exploring the potential of groundwater markets in agriculture: results of a participatory evaluation in five French case studies. *Water Economics & Policy*, 6(1). http://dx.doi.org/10.1142/S2382624X19500097

HERIVAUX C., Grémont M. (2019). Valuing a diversity of ecosystem services: The way forward to protect strategic groundwater resources for the future? *Ecosystem Services*, 35, 184–193. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.011

HERIVAUX C., Rey-Valette H., Rulleau B., Agenais AL., Grisel M., Kuhfuss L., Maton L., Vinchon C. (2018) Benefits of adapting to sea level rise: the importance of ecosystem services in the French Mediterranean sandy coastline. *Regional Environmental Change*, 18 (6): 1815-1828. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1313-y

Rey-Valette H., Rulleau B., Balouin Y. et HERIVAUX C. (2016). « Enjeux, valeurs des plages et adaptation des territoires littoraux à la submersion marine », *Économie rurale*, 351 : 49-65. https://doi.org/10.4000/economierurale.4812

Rulleau B., Rey-Valette H., HERIVAUX C. (2015). Valuing welfare impacts of climate change in coastal areas: a French case study. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58, 482–494. https://doi.org/10.1080/09640568.2013.862492

HERIVAUX 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*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.058

Jamin P., Dollé F., Chisala B., Orban P., Popescu IC., HERIVAUX C., Dassargues A., Brouyère S. (2012). A regional flux-based risk assessment approach for multiple contaminated sites on groundwater bodies. *Journal of Contaminant Hydrology*, 127 (2012) 65–75. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.07.001

Chapitres d'ouvrages scientifiques

Le Coënt P., HERIVAUX C., Calatrava J., Marchal R., Moncoulon D., Benitez-Avila C., Altamirano M., Gnonlonfin A., Douai A., Graveline N. (submitted). Economic assessment of Nature-Based Solutions for water-related risks. In: Greening water security: Natural assurance schemes, book series Water security in a new world, Springer.

Le Coënt P., Marchal R., HERIVAUX C., Maréchal JC., Ladouche B., Moncoulon D., Farina G., Forey I., Zi-Xiang W., Graveline N. (submitted). Can Nature-Based Solutions address the challenges of an urbanized Mediterranean catchment? The Lez case study. In: Greening water security: Natural assurance schemes, book series Water security in a new world, Springer.

HERIVAUX C., Rinaudo JD. (2016). Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with contingent valuation. In: Integrated Groundwater Management, Springer pp. 519-549. https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_21 (open access).

Chapman A., Brils J., Ansink E., HERIVAUX C., Strosser P. (2008). Conceptual models in River Basin Management, in Groundwater Science & Policy, Editor: Ph. Quevauviller – Publisher: RSC (WSF). https://doi.org/10.1039/9781847558039-00609

Revues techniques francophones

HERIVAUX C, Maréchal JC (2021). Services écosystémiques et solutions fondées sur la nature: quelle place pour les eaux souterraines et pour les hydrogéologues ? *Géologues*, 207 : 76-84.

Rey-Valette H., HERIVAUX C., Bazart C., Boulet D. (2019). Les politiques de relocalisation face à la montée du niveau de la mer : perceptions et évaluation des dommages évités. *Les Dossiers d'Agropolis International*, Agropolis international, p. 75. https://www.agropolis.fr/publications/sciences-marines-et-littorales-en-occitanie-dossier-thematique-agropolis-international.php

Sabir M., HERIVAUX C., Guillot F., Bouaziz A. (2019). Dynamique agraire et dynamique paysagères dans le bassin versant du Tleta, Rif Occidental (Maroc). *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, Volume 7, numéro 2. https://www.agrimaroc.org/index.php/Actes_IAVH2/article/view/698/842

HERIVAUX C., Grémont M., Cadilhac L. (2017). Implications économiques des choix de protection des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable. Hors-Série n°38. *Sciences Eaux & Territoires*. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2017.HS.09

HERIVAUX C., Gourcy L., Cadilhac L. (2014). Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? Hors-Série n°14. *Sciences Eaux & Territoires*. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2014.HS.01

HERIVAUX C., Rinaudo JD., Nicolai S., Salleron JL. (2006). Evaluer le coût de la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau: éléments de méthode et application au bassin hydrographique Rhin Meuse. *La Houille Blanche*, 4 : 81-87. https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/41/208320/208320_doc.pdf

Ouvrages de vulgarisation

HERIVAUX 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 p. http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/1110/1/2018_025.pdf_23471Ko

Rinaudo JD., HERIVAUX C. (2016). Quels instruments pour une gestion collective des prélèvements individuels en eau pour l'irrigation ? Agence française pour la biodiversité. Collection Les Rencontres de l'ONEMA. 52 p. http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/950/1/2016_040.pdf_4124Ko

5. Activité de formation

5.1. Formations dispensées

2021 : Intervention dans le module Gestion de l'eau et des bassins versants (Montpellier Supagro), spécialités TERPPA et ESE.

2021, 2019 : Intervention dans le module Géoprospective du Master EAU (Université de Montpellier, Montpellier Supagro et AgroparisTech), parcours Eau et Agriculture.

2019 : Intervention aux journées thématiques Risques naturels, Brgm, Orléans.

2016, 2015 : Intervention dans le module Gestion des eaux souterraines, Master EAU (Université de Montpellier, Montpellier Supagro et AgroparisTech).

2012 : Intervention dans le module Outils économiques de gestion de l'eau, Master EAU (Université de Montpellier, Montpellier Supagro et AgroparisTech), parcours Eau et Société.

2012 : Participation formation interne Brgm « Initiation aux Sciences humaines et sociales utilisées pour la gestion des risques naturels », Brgm, Orléans.

5.2. Co-encadrement de doctorant

2020-2023 : Co-encadrement de la thèse de Georges FARINA, « Evaluation économique de solutions innovantes de gestion des eaux pluviales sur le territoire de Bordeaux Métropole ». Thèse CIFRE financée par la SABOM, sous la direction de JC Pereau (GREThA), co-direction P. Le Coënt (Brgm).

5.3. Encadrement de stages

2017 : Encadrement stage Master II de Kabafing KOUROUMA, Montpellier SupAgro. « Evaluation économique du service de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion d'un agrosystème pluvial méditerranéen (Maroc) ». Projet ANR ALMIRA.

2015 : Encadrement stage 6 mois de césure de Fanny GUILLOT, Montpellier SupAgro. « Analyse des dynamiques d'évolution des systèmes de production agricole et des mosaïques paysagères associées dans le bassin du Tleta (Maroc) ». Projet ANR ALMIRA.

2010 : Encadrement stage 6 mois Master II d'Anne-Laurence AGENAIS, Montpellier SupAgro. « Evaluation économique des dommages liés à la submersion marine sur l'agriculture : Construction d'un modèle et application au Languedoc-Roussillon ». Projet ANR MISEEVA.

6. Collaborations scientifiques

6.1. Collaborations internationales

US : partenariat dans le cadre du projet ABRESO (2021-2024)

- Université d'État de Pennsylvanie : Tim White, Janet Swim
- Université du New Hampshire : William McDowell

Allemagne : partenariat dans le cadre du projet SMART-CONTROL (2020-21)

- Université de Dresden : Catalin Stefan
- Kompetenzzentrum Wasser Berlin : Christoph Sprenger.

Chypre : partenariat dans le cadre du projet SMART-CONTROL (2020-21)

- Université de Chypre, Nicosia : Konstantinos Panagiotou

Tunisie : collaboration mise en place suite au projet ALMIRA (2014-18)

- Chercheur associé au LMI NAILA (porteurs : Insaf Mekki, Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts, Tunis et Frédéric Jacob - IRD, UMR LISAH).

Maroc : partenariats dans le cadre du projet ALMIRA (2014-18), publications [4; 5; 19]

- Ecole Nationale Forestière d'Ingénieurs (ENFI), Salé : Mohamed Sabir, Abdelattif Khattabi
- Institut Agronomique et Vétérinaire (IAV) Hassan II, Rabat: Mohamed Chikhaoui, Ahmed Bouaziz, Mustapha Naimi, Fatiha Choukri.

Espagne :

- Université Polytechnique de Cartagène : Javier Calatrava, partenariat dans le cadre du projet Water Cap & Trade (2015-17) et NAIAD (2016-20).
- I-CATALIST, Madrid : Elena Lopez-Gunn, partenariat dans le cadre du projet NAIAD (2016-20).

Belgique : collaboration dans le cadre du projet Aquaterra (2005-08), poursuivie dans le cadre du projet FRAC-WECO (2008-11), publications [11; 12]

- Université de Liège : Serge Brouyère, Philippe Orban, Alain Dassargues, Cristina Popescu, Pierre Jamin.

6.2. Collaborations nationales (hors structure d'appartenance)

UMR GESTE. Joana Guerrin, Ludovic Drapier : collaboration dans le cadre des projets SFN_Gest'ESO et SFN_Soci'Eaux (2021-2023).

INRAE Laboratoire Ecosystèmes et sociétés en montagne. Freddy Rey : collaboration dans le cadre des projets SFN_Gest'ESO et SFN_Soci'Eaux (2021-2023).

Institut de Physique du Globe de Paris (IPGP), réseau des observatoires OZCAR. Jérôme Gaillardet : partenariat dans le cadre du projet ABRESO (2021-2024).

UMR LISAH. Fabrice Vinatier, Frédéric Jacob, Damien Raclot : partenariat dans le projet ANR ALMIRA, 2 publications communes [4; 5].

CEE-M. Hélène Rey-Valette : partenariat dans le projet ANR MISEEVA, 4 publications communes [8; 9; 10; 18].

INRAE Bordeaux UR ETBX. Bénédicte Rulleau : partenariat dans le projet ANR MISEEVA et l'encadrement de la thèse de Georges FARINA, 3 publications communes [8; 9; 10].

UMR G-EAU. Marielle Montginoul : partenariat dans le projet Era Net Water Cap & Trade, 1 publication commune [6].

UMR G-EAU. Membre des équipes de recherche PRECOS (Pratiques, REprésentations sociales et COmportementS au sein des socio-hydrosystèmes) et EAUX SOUTERRAINES

Université de Nice. Ali Douai, Amandine Gnonlonfin : partenariat dans le projet H2020 NAIAD, 1 publication commune soumise [13].

OFB. Julien Gauthey : partenariat dans les projets avec l'OFB, 1 publication commune [23] et 1 séminaire organisé en commun [53].

6.3. Participation groupes de travail/ instances d'évaluation

2021-2022 Membre scientifique groupe de travail national sur l'évolution de l'outil d'évaluation des bénéfices environnementaux pour les masses d'eau (outil D4E), piloté par le Ministère de la Transition Ecologique

2019-2021 Expert dans le programme Risques Naturels et Résilience des Territoires.

2018-2021 Groupe de travail national UICN sur les Solutions Fondées sur la Nature

2015-2020 Correspondante du Brgm auprès de l'Onema/ AFB/ OFB pour les projets en Economie

2019 Participation au groupe de travail « Protéger » des Assises de l'Eau.

2019 Participation au jury de sélection des thèses pour le prix CCR CatNat 2019.

2018 Participation au groupe de travail prospective Allenvi « La Mer Monte »

6.4. Organisation de séminaire

Pourquoi et comment préserver les eaux souterraines pour leur rôle d'assurance ? Journée technique organisée par l'AFB et le Brgm, Vincennes, 11 décembre 2015. https://professionnels.afbiodiversite.fr/en/node/108

7. Formations reçues

2020-2021 : Accompagnement préparation doctorat par Validation des Acquis de l'Expérience, Montpellier SUPAGRO (10h)

2019 : Analyse économétrique appliquée à la modélisation des choix, Compagnonnage Brgm (40h)

2016-2017 : Anglais par téléphone, TELELANGUE (20h)

2015 : Introduction aux méthodes économétriques avec STATA, ENSAE (20h)

2014 : Développer son potentiel relationnel, Brgm (24h)

2013/2014 : Bilan de compétences, ACP (24h)

2013 : Construction de scénarios prospectifs, Futuribles International (16h)

2012 : Arcview fonctions avancées, ESRI France (24h)

2011 : Faciliter la publication dans une revue scientifique à comité de lecture, Brgm (16h)

2010 : Sauveteur-secouriste du travail, APAVE (16h)

2009 : Arcview, Brgm (32h)

2009 : Introduction à l'économétrie, ENSAE (24h)

2008 : Management de projet, Brgm (24h)

2008: Norme iso 9001 et SMQ, Brgm (3h)

2007: Test TOEIC, Cap Formation (3h), score obtenu: 980/990

2007 : Nature et transfert des polluants, Brgm (24h)

2006 : Initiation à l'hydrogéologie, Brgm (40h)

II – SYNTHESE DES TRAVAUX DE RECHERCHE

Cette section du manuscrit présente les principaux apports de mes travaux de recherche à l'économie de la soutenabilité appliquée à la protection des eaux souterraines. Elle se réfère aux productions scientifiques listées à la section III : publications [1-24], communications à congrès [25-53] et rapports [54-100]. Une copie des travaux les plus marquants est fournie dans la section IV.

1. Introduction

Mes activités de recherche sont principalement orientées en réponses aux problématiques associées à la protection des eaux souterraines[1], et mobilisent une diversité d'approches économiques adaptées aux spécificités des aquifères, avec un ancrage terrain fort et un positionnement dans une perspective éthique de soutenabilité forte. Ces spécificités sont explicitées dans les paragraphes qui suivent, de même que leur articulation avec l'économie de la soutenabilité.

1.1. Problématiques associées à la protection des eaux souterraines

En France, le volume d'eau souterraine est estimé à 2000 milliards de m^3 [2]. Ces ressources en eau souterraine ne sont pas réparties uniformément sur le territoire, et peuvent varier fortement selon les saisons. Chaque année, environ 5 % de ces 2 000 milliards de m^3, soit 100 milliards de m^3/an, s'écoulent vers les sources et les cours d'eau, tandis que près de 6 milliards de m^3/an sont prélevés pour les activités humaines, soit 0,3 % du volume total des eaux souterraines chaque année[2]. De par leur rôle clé dans le cycle de l'eau, les aquifères jouent un rôle important pour la fourniture de plusieurs services aux activités humaines, en particulier le stockage et la production naturelle d'eau de qualité, l'alimentation en eau des milieux aquatiques associés (zones humides, zones de résurgences le long de cours d'eau), et la régulation des inondations [17; 29].

La qualité et la durabilité de ces services sont cependant directement menacées par la dégradation de l'état chimique, quantitatif et thermique des nappes, du fait de la contamination par des substances d'origine anthropiques, de la surexploitation et du changement climatique (Danielopol et al., 2003; Griebler et al., 2019). En 2015, en France, parmi les 645 masses d'eau souterraines, 31 % étaient en mauvais état chimique et 10 % en mauvais état quantitatif (Figure 1).

Face à ce constat, et en application de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE du 23 octobre 2000), les Agences de l'eau définissent et mettent en œuvre tous les six ans des programmes de protection des eaux souterraines visant à reconquérir ou préserver leur bon état chimique et quantitatif, et à garantir ainsi la durabilité des services associés. Des plans d'action sont également mis en œuvre à l'échelle des aires d'alimentation de captage (AAC) afin de reconquérir durablement la qualité de l'eau des captages, et plus récemment à l'échelle des zones de sauvegarde (ZS), afin de préserver les ressources en bonne qualité stratégiques pour l'alimentation en eau future. Depuis la loi sur la Nouvelle Organisation Territoriale de la République de 2015 (loi NOTRE), les collectivités territoriales regroupant différentes compétences (telles que l'eau potable, la gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations - GeMAPI) s'impliquent également de plus en plus dans des programmes de protection des eaux souterraines. C'est le cas par exemple de la Métropole Européenne de Lille

[1] Mes travaux se sont essentiellement intéressés à la protection des eaux souterraines. Ils ont également abordé d'autres problématiques environnementales telles que la protection des sols (érosion) et la gestion des risques liés à l'eau (submersion marine, ruissellement), mais toujours avec l'objectif de contribuer aux approches développées pour la protection des eaux souterraines.

[2] https://www.eaufrance.fr/les-eaux-souterraines

avec le projet de territoire des communes Gardiennes de l'eau, du Syndicat Départemental Des Eaux de L'Aube (SDDEA) avec la stratégie 2100 de gestion intégrée et durable de l'eau, …

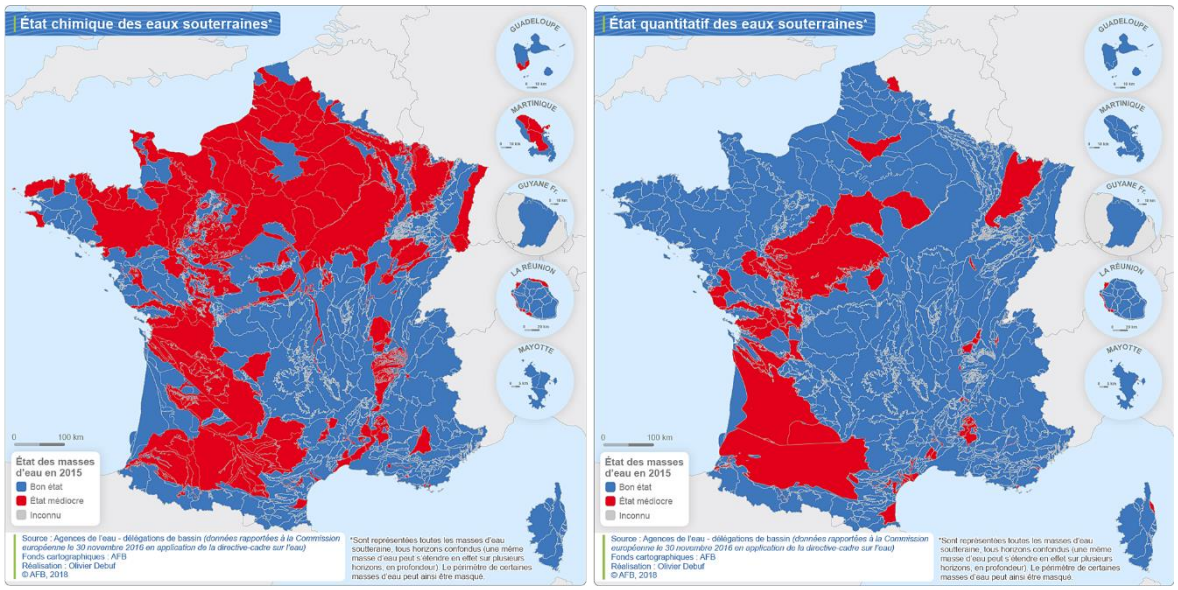


Figure 1. Etat chimique et quantitatif des masses d'eau souterraines en 2015 (source : Agences de l'eau – délégations de bassin, eaufrance.fr)

Plusieurs questions se posent dans le cadre du choix / de la conception de ces programmes de protection, parmi lesquelles :

1. Quelle influence de l'évolution future possible des activités humaines sur le fonctionnement des aquifères et services associés ? Réciproquement, quel impact de l'évolution de l'état des eaux souterraines (quantité, qualité) sur les activités humaines ?
2. Dans un contexte de ressources publiques contraintes, comment sélectionner les actions les plus coût-efficaces pour restaurer le bon état des eaux souterraines et garantir la durabilité des services associés ?
3. Quels sont les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines à l'échelle des territoires ? Comment se répartissent ces bénéfices au sein de la population, entre les générations ?
4. Quels instruments de gestion pour garantir la protection des eaux souterraines et la durabilité des services associés ?

1.2. Une diversité d'approches économiques mobilisées

Mes travaux ont abordé ces différentes questions depuis 2005, en mobilisant une diversité d'approches économiques principalement issues de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles : des approches conceptuelles explicitant les liens entre sociétés humaines et aquifères par le prisme des services écosystémiques, des approches intégrées de géoprospective pour envisager des évolutions sur le long terme, des couplages de modèles hydrogéologiques et d'approches économiques pour conduire des analyses coût-efficacité, et des méthodes basées sur les préférences déclarées pour évaluer les bénéfices associés à la protection.

J'ai développé et appliqué ces approches économiques avec trois objectifs communs : (i) les adapter aux spécificités des eaux souterraines et des aquifères, (ii) refléter les spécificités des territoires par un ancrage terrain fort, et (iii) les inscrire dans une perspective éthique de soutenabilité forte.

1.2.1. Des approches adaptées aux spécificités des aquifères

L'eau souterraine désigne l'eau située sous la surface du sol, stockée au sein des vides, des fractures et des pores dans les roches sous la terre. Une roche aquifère désigne une roche dont les caractéristiques sont favorables au stockage (on parle de porosité) et à la circulation de l'eau souterraine (on parle de perméabilité ou conductivité hydraulique). La nappe aquifère ou d'eau souterraine désigne quant à elle l'ensemble de la roche aquifère et de l'eau souterraine qu'elle contient (Figure 2).

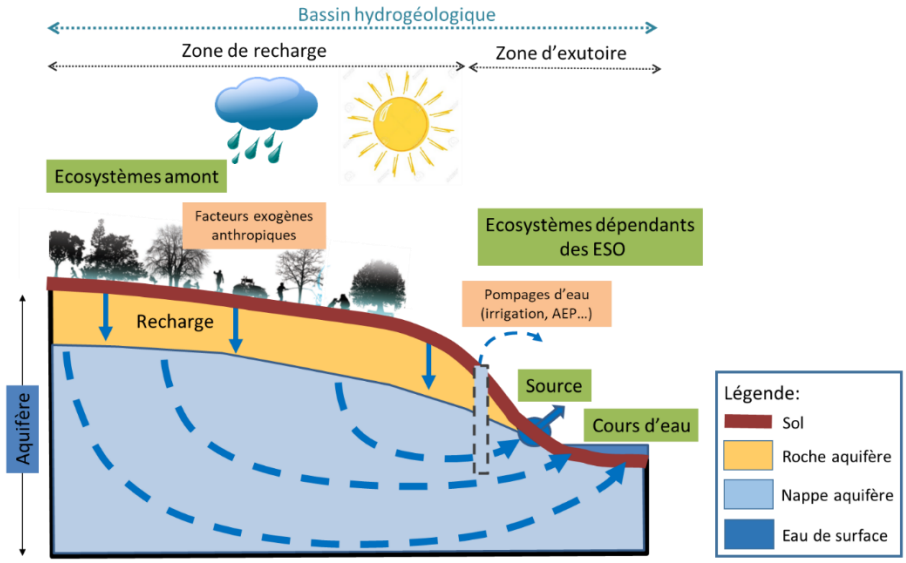


Figure 2. Coupe schématique d'une nappe aquifère libre avec mise en évidence des écoulements souterraines entre la zone de recharge et la zone exutoire [29]

Les aquifères se distinguent des autres écosystèmes et ressources naturelles notamment par (i) leur localisation souterraine qui les rend invisibles et difficiles à représenter sur une carte avec les autres écosystèmes, et (ii) la relative méconnaissance de leur composante biotique, qui conduit bien souvent à ne pas les considérer comme des écosystèmes. Pourtant, bien que l'habitat qu'offre les eaux souterraines soit inhospitalier (température basse, obscurité, espace restreint, nutriments et oxygènes rares), les eaux souterraines constituent un système biologique très actif, composé principalement de micro-organismes et de quelques autres animaux (faune stygobie) (Baumgartner, 2015). L'étude de cette composante biotique fait l'objet de travaux de recherche sur la *Groundwater ecology* qui ont émergé depuis les années 1990 (Danielopol et al., 2003 ; Griebler et Avramov, 2014).

De même que les écosystèmes terrestres fonctionnent selon des processus écohydrologiques qui leur sont propres, les aquifères fonctionnent selon des processus physiques et bio-géochimiques complexes qui diffèrent selon leurs caractéristiques. Il existe une grande diversité d'aquifères, liée à la géologie, depuis les bassins sédimentaires, les plaines alluviales, les roches calcaires et les roches cristallines. Cette diversité se traduit par des vitesses de circulation de l'eau très variables, dépendant de la perméabilité de l'aquifère et de sa géométrie. Pour parcourir un kilomètre, l'eau souterraine peut prendre plus d'un an (voire beaucoup plus) dans un aquifère poreux, quelques mois ou semaines dans un aquifère fracturé et quelques heures dans un aquifère karstique. Du fait de la grande diversité des types d'aquifères présents sur le territoire, les niveaux des services sont également très variables spatialement. Le pouvoir auto-épurateur de l'aquifère est par exemple d'autant moins élevé que les vitesses sont élevées.

La prise en compte de ces différentes spécificités est nécessaire pour répondre aux questions opérationnelles de la section 1.1. Cela nécessite d'adapter les approches économiques classiquement utilisées et de questionner leur pertinence lorsqu'elles sont appliquées à la protection des eaux souterraines. Ainsi l'invisibilité des aquifères nécessite de s'interroger sur leur connaissance préalable par la population dans l'élaboration d'enquêtes de type évaluation contingente ; la méconnaissance de la composante biotique questionne la prise en compte des aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques ; la complexité de leur fonctionnement implique un travail de recherche pluridisciplinaire, en particulier avec les hydrogéologues, dès lors que l'on s'intéresse à l'efficacité d'une action de restauration de la qualité ; la conception d'instruments économiques de gestion des prélèvements doit nécessairement tenir compte des différents types d'inertie des aquifères. Enfin, la diversité des aquifères nécessite de travailler à l'échelle locale (nappe, aire d'alimentation de captage, zone de sauvegarde), avec un ancrage terrain fort.

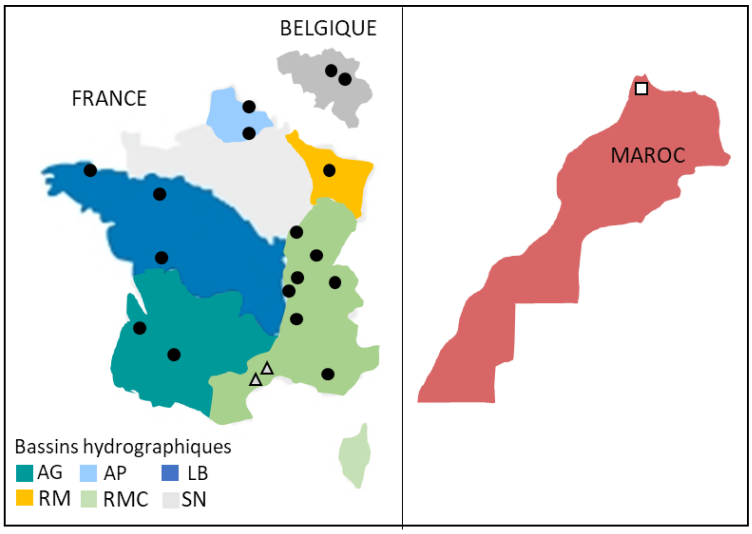
1.2.2. Une recherche ancrée dans la réalité du terrain

Mes travaux sont ainsi fortement ancrés sur les territoires, avec une implication des acteurs locaux tout au long de la démarche, que ce soit par des entretiens, des enquêtes ou des ateliers.

Cet ancrage terrain démarre systématiquement par une phase d'observation – diagnostic. L'objectif est d'acquérir une connaissance fine du système complexe composé de l'aquifère, des usagers des sols dans la zone de recharge (Figure 2), des usagers de l'eau dans la zone exutoire et des acteurs qui interviennent dans la protection des eaux souterraines. Cette connaissance préalable permet de comprendre les interactions qui relient les acteurs de ces territoires entre eux et aux eaux souterraines. Elle implique un temps dédié à l'observation et à la réalisation d'entretiens auprès d'acteurs clé du territoire. Cette phase permet également de faciliter l'accès à l'expertise et aux données produites par ces acteurs et dont l'accès est très contraint, et de développer des relations de confiance indispensables pour la mise en place de méthodologies participatives.

Dans un deuxième temps, selon les questions soulevées et les méthodes choisies, j'implique les acteurs dans mes travaux *via* des ateliers (prospective, co-construction de programmes d'action, mise en débat de résultats) et/ou des enquêtes (évaluation contingente, choice experiment). Différents types d'acteurs sont associés : acteurs institutionnels, agriculteurs, population. Cette diversité d'acteurs présents sur un même territoire permet d'analyser et de croiser les points de vue sur une problématique donnée.

J'ai ainsi développé mes travaux de recherche sur un nombre important de terrains d'étude et à différentes échelles (Tableau 1), en cohérence avec les questions opérationnelles : par exemple l'aire alimentation de captage (AAC) pour les questions liées à la restauration du service production naturelle d'eau de qualité, la zone de sauvegarde (ZS) pour garantir la protection du service de production naturelle d'eau de qualité pour le futur, la nappe ou la masse d'eau pour la restauration du bon état des eaux souterraines.



Domaines d'application

- ● Protection des eaux souterraines
- Δ Gestion des risques liés à l'eau (submersion marine, ruissellement)
- ☐ Contrôle de l'érosion des sols

Tableau 1. Principaux territoires d'étude

Terrain	Contr*	Echelle	ha	Parti**
● Bassin Rhin-Meuse	PR	Bassin hydrographique	3 140 000	-
● Plaine de l'Ain (01)	PR	Nappe	36 000	EA
● Hesbaye (Belgique)	PR	Nappe	48 000	E
● Nappe alluviale de la Meuse (Belgique)	PR	Nappe	6 000	EQ
● Dijon Sud	PR	Nappe	4 500	E
● Grés du Trias Inférieur	A	Nappe	160 000	EQ
● Craie du bassin de la Serre	R	Nappe	163 000	EA
● Bassin du Clain	R	Nappe	320 000	EA
● Est Lyonnais	A	Nappe	40 000	EA
● Plaine de Valence	A	Nappe	48 000	EA
● Nappes alluviales du Tarn-et-Garonne	A	Nappe	94 000	EA
● Contreforts nord de la Sainte Baume	PR	ZS	7 400	EA
● Source de l'Enragé	PR	ZS	15 900	EA
● Puits de Chenaz	PA	ZS	750	EA
● Bordeaux	A	Métropole	58 000	EA
● Sud de Lille	PR	AAC/ Métropole	15 350	EQA
● Pentvert (72)	PA	AAC	2700	EA
● Plourhan (22)	PA	PPC	101	EA
☐ Tleta (Maroc)	PR	Bassin versant	18 000	EQA
Δ Lez	PR	Bassin versant	64 000	EQA
Δ Languedoc Roussillon	PR	Littoral régional	205 000	EA

* mon niveau de contribution : P : pilotage ; R : réalisation des travaux ; A : appui à la réalisation

** niveau de participation des acteurs locaux : E : entretiens ; A : ateliers ; Q : enquêtes

1.2.3. Un positionnement éthique dans une perspective de soutenabilité forte

Le troisième objectif commun de mes travaux est d'inscrire les approches économiques mobilisées dans une perspective de soutenabilité forte, c'est-à-dire avec une hypothèse de non substituabilité entre le capital naturel et les autres formes de capital. Le développement soutenable est défini par le rapport de la Commission Bruntland (WCED, 1987) de la manière suivante :

> *"Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within it two key concepts:*
>
> - *the concept of 'needs', in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given, and*
> - *the idea of limitations imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet present and future needs."*

La théorie moderne du développement soutenable repose sur des notions de capital comme moyen de générer du bien-être (Baumgärtner et Quaas, 2010a). Le capital est décomposé en capital fabriqué par l'homme, capital humain (connaissances, compétences), capital naturel ou environnemental et capital social. Le développement soutenable implique que chaque génération lègue à la génération suivante une dotation en capital qui ne soit pas inférieure à celle dont elle dispose actuellement. Cette définition du développement soutenable peut faire l'objet de deux conceptions différentes :

- La soutenabilité « faible » considère qu'il peut y avoir substitution entre les différentes formes de capital à partir du moment où le stock du capital total est maintenu (Baumgärtner et Quaas, 2010a). Dans le cas d'une nappe dont la qualité est dégradée, la soutenabilité faible consiste par exemple à considérer que l'on peut remplacer le service de production naturelle d'eau de qualité qui était assuré par l'aquifère par des solutions technologiques de type traitement de l'eau ou dessalement d'eau de mer. Il s'agit d'une position anthropocentrée et instrumentale, qui réduit les nappes aquifères uniquement à la production du service d'eau potable auquel les technologies humaines peuvent se substituer.

- A l'inverse, la soutenabilité « forte » considère que le capital naturel doit être maintenu dans le temps, et ne peut faire l'objet de substitution par les autres formes de capital. Si l'on reprend l'exemple précédent, cette conception de la soutenabilité implique un objectif de restauration de la qualité de la nappe (maintien du capital naturel) permettant de maintenir dans le temps le flux de services associés. La soutenabilité forte se positionne au-delà des préoccupations purement anthropocentrées et inclut les droits intrinsèques de la nature (Baumgärtner et Quaas, 2010a). Cette interprétation de la soutenabilité implique la conservation de la nature pour elle-même (Norton, 2005).

Ces deux conceptions de la soutenabilité sont parfois utilisées de manière caricaturale comme une ligne de partage entre économistes, avec la soutenabilité faible qui serait l'apanage des économistes de l'environnement et la soutenabilité forte qui serait la marque de l'économie écologique (Laurent et Le Cacheux, 2015). L'émergence récente de l'économie de la soutenabilité permet de nuancer cette opposition apparente.

1.3. L'économie de la soutenabilité

La diversité des approches mobilisées m'a progressivement permis d'aborder les questions associées à la protection des eaux souterraines selon les principes de l'économie de la soutenabilité définis par Baumgärtner and Quaas (2010b). L'économie de la soutenabilité, champ disciplinaire situé à l'interface

entre économie écologique et économie de l'environnement et des ressources naturelles [3], repose sur quatre piliers (Baumgärtner et Quaas, 2010b) :

I. *« Subject focus on the relationship between humans and nature* ;
II. *Orientation towards the long-term and inherently uncertain future* ;
III. *Concern for economic efficiency, understood as non-wastefulness, in the allocation of natural goods and services as well as their human-made substitutes and complements;*
IV. *Normative foundation in the idea of justice, between humans of present and future generations as well as between humans and nature. »*

La soutenabilité vise la justice dans le domaine des relations entre l'homme et la nature et dans la perspective d'un avenir à long terme et incertain. Cela couvre trois relations spécifiques (Becker, 2012) : (i) la justice entre les humains de différentes générations (justice "intergénérationnelle"), (ii) la justice entre les humains de la même génération, en particulier la génération actuelle (justice "intra-générationnelle") et (iii) la justice entre les humains et la nature (éthique "physiocentrique"). Alors que (i) et (ii) reflètent une idée anthropocentrée de la justice et par conséquent de la soutenabilité, selon laquelle la nature compte pour les humains exclusivement pour sa valeur instrumentale dans la satisfaction des besoins humains, l'économie de la soutenabilité considère également la relation (iii), c'est-à-dire l'idée de justice envers la nature pour sa valeur intrinsèque (DesJardins, 2005 ; Sober, 1986). Cette interprétation de la soutenabilité positionne ce champ disciplinaire dans une perspective de soutenabilité forte.

Baumgartner and Quaas (2010b) résument la question fondamentale de l'économie de la soutenabilité de la manière suivante :

> *"How can we understand and manage the relationships between humans and nature over the long run so that scarce natural resources, goods and services, as well as their human-made substitutes and complements, are being used efficiently for the satisfaction of human needs and wants and in a just manner?"*

Ce manuscrit présente succinctement mes principales activités de recherche et de production scientifique et technique réalisées de 2005 à 2021, en les organisant autour de mes contributions aux quatre principes de l'économie de la soutenabilité : une approche systémique intégrant activités humaines et aquifères (chapitre 2), la prise en compte du temps long (chapitre 3), les approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines (chapitre 4), et la prise en compte des dimensions inter, intra-générationnelles et intrinsèques à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines (chapitre 5).

[3] L'économie de la soutenabilité prend ses racines dans les années 1970 avec le travail de l'équipe Meadows au Massachusetts Institute of Technology (MIT) sur « les limites de la croissance », marquant alors le troisième âge de l'économie de l'environnement (Laurent, 2020). Le terme d'économie de la soutenabilité a depuis été utilisé à plusieurs reprises (Soderbaum, 2008 ; Söderbaum, 2007), sans toutefois en préciser les fondements normatifs (Baumgärtner et Quaas, 2010b). Selon ces auteurs, l'économie de la soutenabilité n'est pas seulement une partie de l'économie écologique, ni une partie de l'économie de l'environnement et des ressources, mais elle se situe plutôt à l'intersection des deux. L'économie de la soutenabilité s'inspire ainsi (1) de l'économie écologique dans la mesure où elle s'intéresse à la relation homme-nature et est normativement ancrée dans l'idée de soutenabilité forte qui rejette l'hypothèse de substituabilité entre capital naturel et capital physique (van den Bergh, 2001 ; Pearce, 2002 ; Røpke, 2005), ainsi que (2) de l'économie de l'environnement et des ressources, dans la mesure où certaines contributions de ce sous-domaine de l'économie traitent explicitement de la justice inter- et intra-générationnelle (Asheim et Brekke, 2002 ; Dasgupta et Heal, 1974 ; Solow, 1974).

2. Une approche systémique intégrant activités humaines et aquifères

Ce chapitre fait écho au premier principe de l'économie de la soutenabilité : *subject focus on the relationship between humans and nature*. Il présente une approche systémique des relations entre activités humaines et aquifères, issue d'un projet mené en partenariat avec l'Office Français de la Biodiversité (OFB). Contrairement aux chapitres 3, 4 et 5, ce chapitre reste à un niveau conceptuel, et doit être lu comme un préambule aux chapitres suivants qui présentent des travaux appliqués à l'échelle de territoires d'étude. Il s'appuie sur l'article « **Services écosystémiques et solutions fondées sur la nature : quelle place pour les eaux souterraines et les hydrogéologues ? »** publié dans la revue *Géologues* en 2021 [17].

2.1. Contexte et problématique

Les liens entre les sociétés humaines et les aquifères peuvent être conceptualisés avec la notion de services. Comme souligné dans l'introduction, les aquifères jouent un rôle important pour la fourniture de nombreux services aux activités humaines, parmi lesquels le stockage et la production d'eau de qualité, l'alimentation en eau des milieux aquatiques associés et la régulation des inondations. Selon les contextes, ils peuvent également jouer un rôle d'assurance non négligeable contre les risques de sécheresse et de pollution pour l'approvisionnement en eau futur (Figure 3).

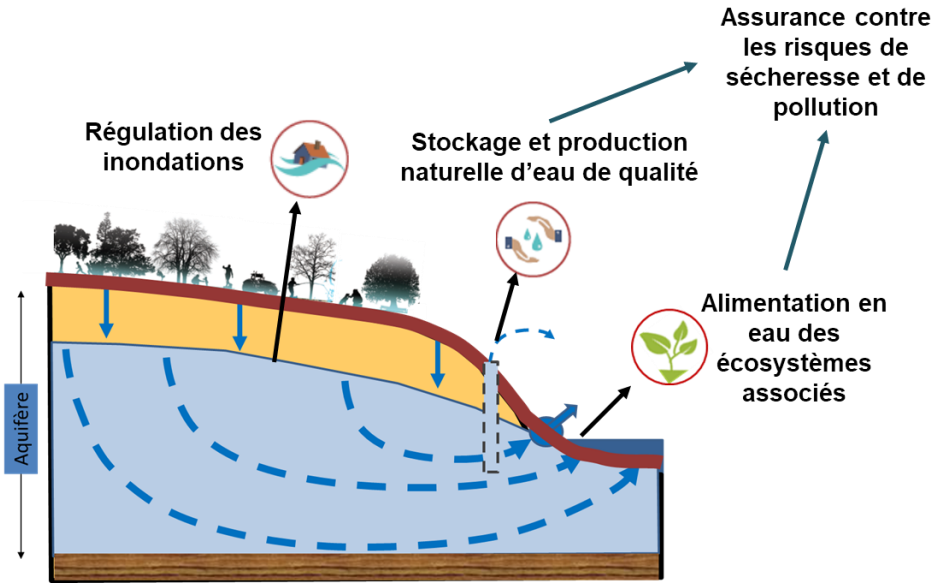


Figure 3. Exemples de services dépendants des aquifères [25]

La notion de services fournis par la nature aux sociétés humaines a émergé à la fin des années 1970 (Ehrlich et Mooney, 1983 ; Westman, 1977)[4], puis a été largement diffusée à l'échelle mondiale, depuis les travaux sur les services écosystémiques du Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005). Ce

[4] La notion de service trouve ses fondements chez les physiocrates. La nature avait ensuite progressivement été oubliée des considérations économiques, notamment effacée par la foi dans le progrès technologique. C'est à partir des années 1960, à l'émergence de la pensée en économie de l'environnement et en économie écologique, que la nature recommence à être considérée comme un capital naturel (Schumacher, 1973), qui fournit des services dont le bien-être de l'homme dépend (Ehrlich et Mooney, 1983 ; Westman, 1977). L'idée étant d'attirer l'attention sur les conséquences potentielles de la dégradation des écosystèmes, de l'extinction de certaines espèces.

concept repose sur l'hypothèse que le bien-être humain dépend de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes, que ce soit via des services dits de régulation (régulation du climat, contrôle des inondations, régulation de la qualité de l'eau), des services culturels (spirituels, récréatifs) ou encore des services d'approvisionnement (production alimentaire par exemple). Ce concept percole de plus en plus dans la sphère opérationnelle en s'inscrivant dans la planification et la mise en œuvre de plusieurs politiques publiques, comme les plans nationaux sur la biodiversité et l'adaptation au changement climatique, les programmes de mesures des agences de l'eau, …

Toutefois, les aquifères ne sont en général pas considérés dans les travaux d'évaluation des services écosystémiques (Dennedy-Frank, 2019 ; Maes et al., 2016 ; Qiu et al., 2019 ; Tuinstra et Wensem, 2014). Dennedy-Franck (2019) souligne que les évaluations des services écosystémiques ne tiennent souvent pas compte du rôle des eaux souterraines dans l'écosystème, rôle dont l'importance dépend fortement de l'échelle d'évaluation et du contexte local (Qiu et al., 2019). Tuinstra and van Wensen (2014) font le constat que « les expériences pratiques d'utilisation du concept de services écosystémiques dans la gestion des eaux souterraines sont encore rares ». Maes et al. (2016) expliquent que les aquifères représentent un « cas spécial » dans les évaluations de services écosystémiques. Dans les années 1990, la notion de services a certes beaucoup été utilisée aux Etats-Unis dans les travaux d'évaluation économique visant à estimer la valeur des eaux souterraines (NRC, 1997 ; USEPA, 1995), en réponse aux demandes des politiques environnementales (Superfund, regulatory impact assessment), mais avec un focus très fort sur les valeurs économiques des eaux souterraines, et sans réelle prise en compte des interactions avec les autres écosystèmes, ni de la composante biotique des aquifères. En parallèle, l'émergence de la *groundwater ecology* depuis le début des années 1990 (Danielopol et al., 2003 ; Griebler, Malard et Lefébure, 2014 ; Herman, Culver et Salzman, 2001) s'intéresse également à la notion de services en étudiant le rôle de la composante biotique des aquifères, indépendamment des approches économiques. Griebler et Avramov (2014) expliquent qu'il y a eu plusieurs changements de paradigmes dans l'utilisation de la notion de services pour les eaux souterraines, passant de la tradition de ressources fossiles à une recherche plus holistique qui rattrape lentement l'écologie terrestre et aquatique (Danielopol et Griebler, 2008).

Plusieurs raisons peuvent expliquer l'absence de prise en compte des aquifères dans ces évaluations de services : leur localisation souterraine, qui les rend invisibles, difficiles à représenter sur une carte avec d'autres écosystèmes à moins d'en concevoir une représentation tridimensionnelle, leur connexion avec différents écosystèmes de surface, leur diversité et complexité de fonctionnement, et enfin la relative méconnaissance de leur composante biotique.

L'absence des aquifères dans les démarches d'évaluation de services écosystémiques peut avoir deux conséquences : d'une part une mauvaise évaluation des niveaux de services écosystémiques, lorsqu'ils sont *in fine* dépendants des aquifères, d'autre part un faible niveau de protection des eaux souterraines lors de la conception et des choix de politiques publiques environnementales si ceux-ci reposent sur les démarches d'évaluation des services ne considérant pas ces ressources. Ceci est d'autant plus important dans le contexte du changement climatique et de la pression qu'il va exercer sur les ressources en eau.

2.2. Schéma conceptuel d'analyse des services dépendants des aquifères

Partant de ce constat, j'ai réalisé le projet ESO_EFESE (2016-19) en partenariat avec l'Office Français de la Biodiversité afin d'analyser la manière dont les aquifères sont pris en compte dans le programme EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques), piloté par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. L'analyse transversale des travaux réalisés dans les groupes de travail thématiques du programme EFESE a permis de mettre en évidence que les évaluations menées

par l'EFESE s'arrêtent à la contribution des écosystèmes de surface, sans considérer le rôle potentiel des aquifères ni leur extension géographique.

Schéma conceptuel

En m'appuyant sur Brauman (2015 ; 2007), Keeler et al. (2012) et Guswa (2014), mes travaux avec JC. Maréchal (Brgm) [17 ; 25 ; 29 ; 57] ont permis de proposer une évolution du cadre conceptuel d'évaluation de l'EFESE (avec une approche mono-écosystème) vers un schéma conceptuel permettant d'articuler écosystèmes, aquifères et services dépendant des aquifères (Figure 4).

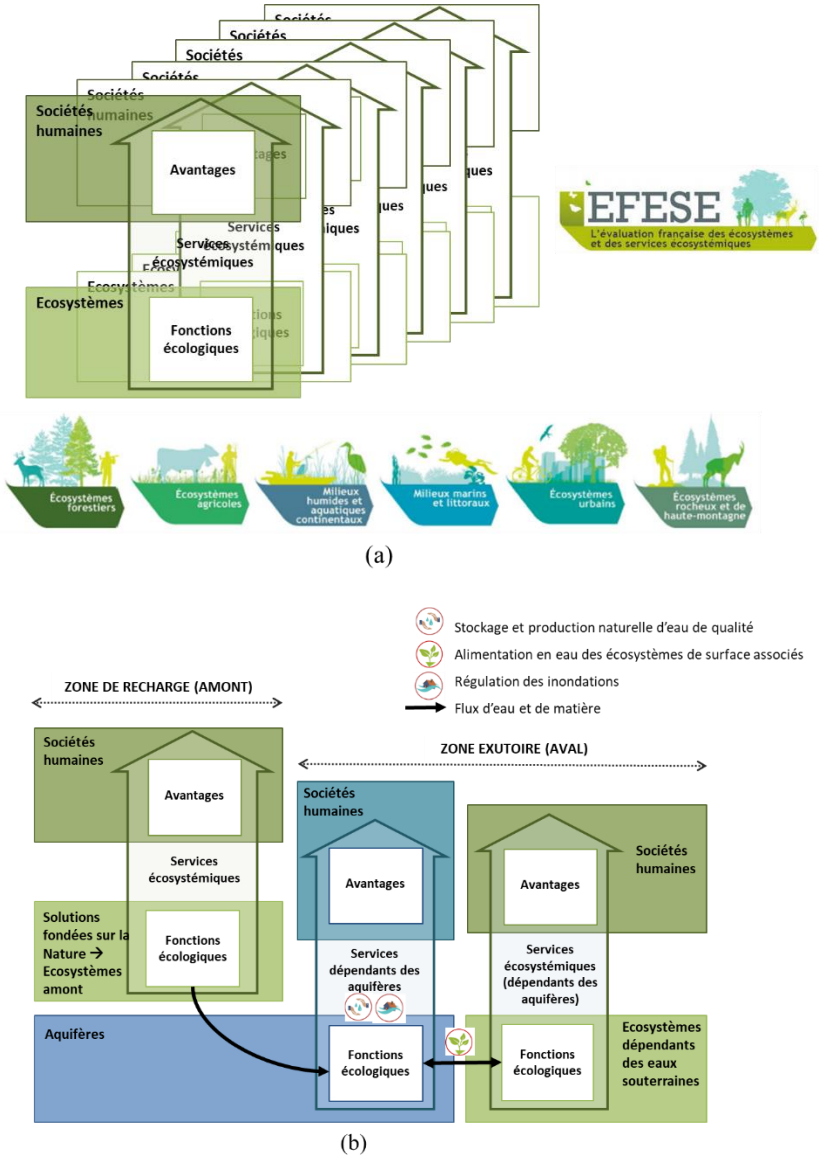


Figure 4. (a) D'une approche mono-écosystème (b) à une approche intégrant les aquifères [17]

Ce schéma conceptuel reprend la représentation classique des services écosystémiques à l'interface entre écosystèmes et sociétés humaines qu'il intègre dans la conceptualisation des flux d'eau et de matière d'un aquifère entre la zone amont et la zone aval. Il explicite les liens potentiels entre les écosystèmes terrestres et aquatiques (cadres verts de la Figure 4) et les aquifères (cadres bleus). Les écosystèmes de l'amont influencent les aquifères dans la zone de recharge. Inversement, les aquifères peuvent influencer certains types d'écosystèmes terrestres et aquatiques situés dans la zone

d'exutoire. Les aquifères sont ainsi en interaction avec les écosystèmes de l'amont et les écosystèmes dépendant des eaux souterraines, via des échanges de flux d'eau et de matière.

Attributs hydrologiques versus attributs hydrogéologiques

Une représentation plus détaillée du schéma conceptuel (Figure 5) permet de distinguer les attributs hydrologiques des attributs hydrogéologiques. Les attributs hydrologiques, tels que le taux de recharge et la concentration en polluants des eaux d'infiltration, décrivent la manière dont les écosystèmes influencent les aquifères, et varient dans le temps et dans l'espace. Les attributs hydrogéologiques, eux, décrivent la manière dont les aquifères influencent les services dépendant des aquifères. C'est par exemple la quantité (niveau piézométrique, volume de la ressource, débit à l'exutoire d'une source), la qualité (concentration en polluants, salinité) et leur variation dans le temps et dans l'espace. Une pratique courante dans les évaluations consiste à caractériser les services dépendant des aquifères à partir des attributs hydrologiques uniquement, en faisant l'hypothèse implicite que le niveau de service a une relation linéaire positive avec ce type d'attribut. Cela revient par exemple à caractériser le niveau de service régulation de la quantité par l'indicateur taux de recharge, et le niveau de service régulation de la qualité de l'eau par l'indicateur concentration en polluants dans les eaux d'infiltration. Ces indicateurs reflètent effectivement la contribution des écosystèmes aux services, mais ne permettent pas de caractériser complètement les services dépendant des aquifères car ils occultent l'impact des processus physiques et biogéochimiques au sein des aquifères. Ce point est abordé dans le chapitre 4 sur l'efficience économique des programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines.

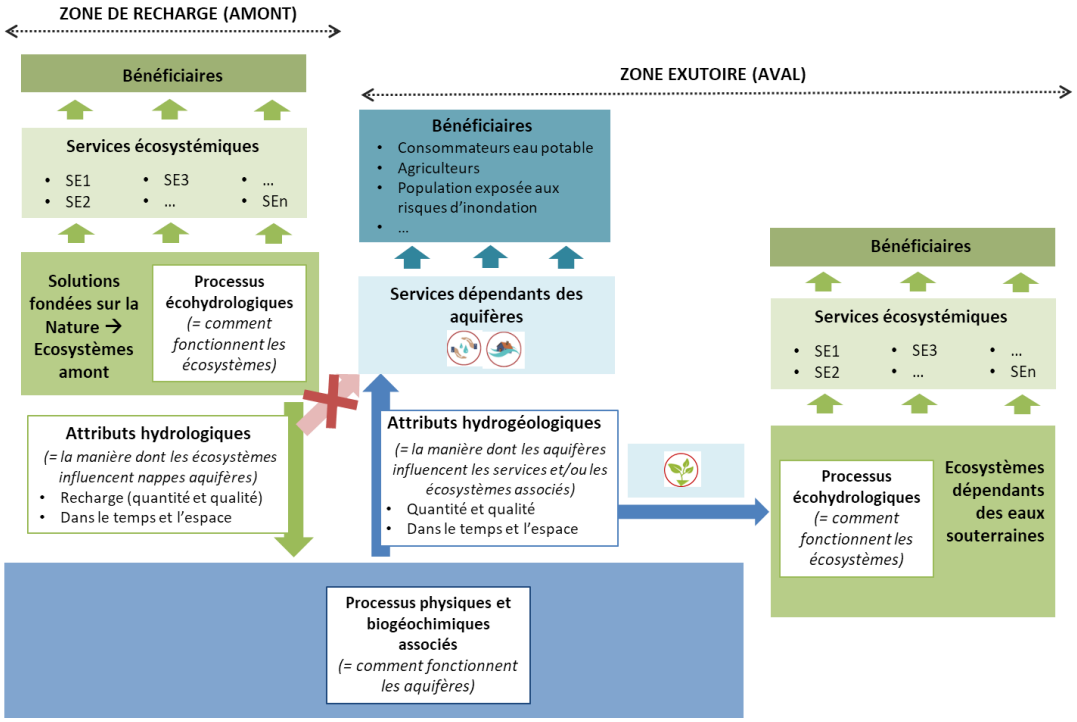


Figure 5. Schéma conceptuel articulant aquifères, écosystèmes, SE et SFN [17]

Echelle spatiale

Ce schéma illustre la nécessité de changer d'échelle spatiale d'analyse, dès lors que l'on s'intéresse aux services dépendants des aquifères. Puisque l'échelle écosystème n'est pas suffisante, c'est le bassin hydrogéologique qui devient l'échelle pertinente d'analyse, intégratrice d'un ensemble d'occupations du sol et d'écosystèmes. A l'inverse, des services de type production de bois qui ne sont produits que

par les écosystèmes forestiers, les niveaux de services dépendant des aquifères sont la résultante (1) de la mosaïque d'écosystèmes de l'amont et (2) du fonctionnement des aquifères. Tous les écosystèmes d'un bassin hydrogéologique ayant un impact sur l'eau qui les traverse, il est difficile de faire le lien entre un écosystème particulier et un niveau de service lié à l'eau. Une approche transversale à plusieurs écosystèmes est en conséquence nécessaire pour évaluer ce type de service. De même, une analyse de la dynamique d'occupation du sol / d'écosystèmes présents dans la zone de recharge, couplée à la compréhension du fonctionnement de l'aquifère est nécessaire pour estimer l'évolution dans le temps des services dépendants des aquifères. Ce point sera abordé spécifiquement dans la section 3.1.

Selon la taille du bassin hydrogéologique, il peut y avoir une distance importante entre les écosystèmes présents sur la zone de recharge et les bénéficiaires des services dépendant des aquifères. Ce décalage spatial est assez spécifique aux aquifères, et très lié à leur structure géologique et à leur fonctionnement. Beaucoup de services n'ont pas ce décalage spatial : les services récréatifs associés à une forêt, la production de bois… Cette distance peut être à l'origine de problématiques de gestion amont-aval. C'est par exemple le cas lorsque l'aire d'alimentation d'une ressource à préserver est localisée sur des communes dont l'alimentation en eau potable ne dépend pas directement de cette ressource. La préservation de la ressource bénéficie dans ce cas à des populations éloignées tandis que les contraintes liées à la préservation sont subies par les populations locales. Là encore, la prise en compte des aquifères est importante pour intégrer ce décalage spatial dans les évaluations des services stockage et production d'eau de qualité, soutien d'étiage et régulation des inondations. La seule prise en compte des écosystèmes amont et des attributs hydrologiques ne permet pas d'évaluer les services à l'aval pour la population. En d'autres termes, la prise en compte des nappes aquifères et de leur fonctionnement est incontournable dès lors que l'on s'intéresse aux bénéficiaires des services.

Echelle temporelle

De même, l'échelle temporelle d'analyse doit s'adapter à l'inertie de l'aquifère. Comme évoqué plus haut, le temps de résidence de l'eau souterraine au sein d'un aquifère fluctue entre quelques heures ou jours dans les systèmes karstiques et des milliers d'années dans les grands bassins sédimentaires. Dans les systèmes karstiques, les circulations très rapides d'eau souterraine rendent ces aquifères très vulnérables aux pollutions. Par contre, une fois la pollution passée, dans la majorité des cas l'aquifère retrouve assez rapidement son état initial après quelques épisodes de pluie. Au contraire, la plus grande partie des aquifères des bassins sédimentaires est très éloignée temporellement des zones de recharge, les rendant ainsi très peu vulnérables aux pollutions actuelles. Enfin, les aquifères avec des temps de transit intermédiaires (de l'ordre de plusieurs dizaines d'années) ont pu voir leur qualité détériorée par les pratiques agricoles par exemple. La prise en compte des aquifères est importante pour intégrer cette inertie. Ce point est illustré dans la section 3.2, avec l'exemple de la conception d'instruments économiques de gestion des volumes prélevables pour l'irrigation adaptés à l'inertie des aquifères.

L'évaluation des services écosystémiques dépendant des aquifères doit, de ce fait, intégrer cette dimension temporelle. Les plans d'action mis en œuvre pour reconquérir la qualité de l'eau des captages d'eau potable dégradée par les pollutions diffuses d'origine agricole est un exemple de la nécessité de prendre en compte ce délai de réponse des aquifères dans les évaluations. Sur les territoires agricoles, la conversion de parcelles en prairie de fauche à gestion extensive peut par exemple avoir des effets très différents sur l'évolution de la qualité de l'eau de captage selon sa situation dans des aquifères différents, en termes de temps de réponse. La grande inertie de certains aquifères peut ralentir fortement l'impact bénéfique d'éventuels changements de pratiques agricoles sur les attributs hydrogéologiques au niveau du captage. Comprendre et anticiper ce délai permet de

mieux concevoir les plans d'action à mettre en place, et éviter un sentiment de découragement collectif lorsque les effets escomptés sur la qualité de la nappe ne sont pas observés sur le court terme. Ce point est abordé dans le chapitre 4 sur l'efficience économique des programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines.

2.3. Perspectives

Le schéma conceptuel proposé illustre que les aquifères sont intégrateurs d'un ensemble d'occupations du sol, et que la prise en compte du fonctionnement hydrogéologique est incontournable pour évaluer l'effet de ces occupations du sol sur les services dépendant des aquifères, comprendre leur temporalité (temps de réponse plus ou moins long d'un aquifère à un changement d'occupation du sol par exemple) et leur dimension spatiale (en lien avec les problématiques de gestion amont-aval). La compréhension et l'évaluation des services dépendant des aquifères nécessitent un changement d'échelle, de l'écosystème au bassin hydrogéologique. Ces travaux ont récemment été diffusés lors du séminaire annuel du programme EFESE [29], ainsi qu'au sein des hydrogéologues et plus largement de la communauté de chercheurs impliqués sur la zone critique[5] par la publication d'un article dédié dans la revue Géologues [17], et la présentation aux journées OZCAR [25]. Ils conduisent à recommander la prise en compte des aquifères pour l'évaluation des services liés au cycle de l'eau dans les futurs travaux de conception des politiques publiques environnementales et d'évaluation des services écosystémiques, de manière à favoriser une gestion durable des eaux souterraines, et développer les synergies entre la protection des eaux souterraines et les autres objectifs de politiques environnementales (protection de la biodiversité, lutte contre le changement climatique, aménagement du territoire, …).

Certaines initiatives sont en cours pour considérer davantage le milieu souterrain dans la mise en œuvre de politiques de conservation de la nature, comme la motion sur le patrimoine géologique et les aires protégées qui a récemment été déposée pour le congrès mondial de la nature[6].

Les perspectives de recherche sur les services dépendant des aquifères sont nombreuses : l'évaluation du rôle des aquifères dans la production de services écosystémiques par l'utilisation de modèles hydrogéologiques couplés à des approches socio-économiques (Qiu et al., 2019), la démonstration de la valeur d'assurance des aquifères par l'évaluation des services associés en contexte extrême (sécheresse, pluies cévenoles), l'évaluation du rôle de la composante biotique des aquifères pour les services dépendant des aquifères, ainsi que l'évaluation du rôle potentiel des solutions fondées sur la nature (SFN) permettant de protéger et/ou d'améliorer le niveau de services dépendant des aquifères pour l'adaptation au changement global.

Ce cadre conceptuel a servi de base à la formulation de deux projets de recherche retenus pour financement en 2021 : le projet de recherche international ABRESO (Abandonment and rebound : societal views on landscape and land use change and their impacts on water and soils, 2021-2024) récemment sélectionné dans le cadre de l'Appel à projet du Belmont Forum et le partenariat de recherche AERMC-Brgm SFN_Gest'ESO (Des solutions fondées sur la nature pour une gestion durable des eaux souterraines ? Evaluation des effets hydrogéologiques et économiques : retours d'expérience et perspectives de mise en œuvre, 2021-2024).

[5] La zone critique est l'environnement terrestre qui s'étend de l'atmosphère, jusqu'aux roches non altérées. Elle englobe la basse atmosphère, la pédosphère, la zone vadose, les nappes d'eau souterraine et les roches altérées.
[6] https://www.iucncongress2020.org/fr/motion/089

3. La prise en compte du temps long

La problématique générale abordée dans ce chapitre est : comment intégrer le temps long dans les évaluations économiques de la protection des eaux souterraines ? Elle fait écho au deuxième principe de l'économie de la soutenabilité : *orientation towards the long-term and inherently uncertain future*. On s'intéresse ici à la compréhension de la manière dont les activités humaines peuvent évoluer dans le futur afin d'anticiper leurs impacts potentiels sur les eaux souterraines, ainsi que leur adaptation potentielle à ces évolutions. Ce chapitre illustre la prise en compte du temps long dans mes travaux autour de deux types d'approches :

- La première contribue à la littérature scientifique sur les approches intégrées de géoprospective pour fournir des scénarios spatialisés en entrée de modèles biophysiques (3.1), et s'appuie sur l'article de Hérivaux et al. « **Combining narrative scenarios, local knowledge and land-use change modelling for integrating soil erosion in a global perspective »** publié dans *Land Use Policy* en 2021 [4].

- La seconde vise à amener les acteurs à se projeter dans le futur afin d'envisager avec eux des instruments de gestion futurs innovants (3.2) et se base sur l'article de Hérivaux et al. « **Exploring the potential of groundwater markets in agriculture : results of a participatory evaluation in five French case studies »** publié dans *Water Economics and Policy* en 2020 [6].

3.1. La construction de scénarios spatialement explicites : apports de la combinaison de la prospective, de la participation et de la modélisation de changements d'usage du sol

Les activités humaines et usages des sols influencent le fonctionnement des aquifères dans la zone de recharge (émissions potentielles de polluants, imperméabilisation des sols) ainsi que dans la zone avale (prélèvements en eau). Une gestion durable des aquifères nécessite donc d'anticiper les évolutions potentielles des activités humaines et usages des sols, pour comprendre leurs impacts potentiels sur les aquifères et les services qui en dépendent, afin de réfléchir en amont à des solutions pour assurer leur durabilité.

Une approche classiquement utilisée en modélisation des processus biophysiques consiste à simuler des scénarios de changement d'occupation des sols purement techniques qui jouent sur un changement isolé de valeur des variables ou paramètres des modèles (Van Rompaey, Krasa et Dostal, 2007), ou des scénarios extrêmes jouant simultanément sur plusieurs variables, mais dont l'inconvénient est d'être assez peu plausibles (Ashagre et al., 2018). Ce type d'approche formule des hypothèses de changement d'occupation du sol bien tranchées, simples à quantifier et à spatialiser pour les utiliser en entrée de modèles biophysiques. Une deuxième approche consiste à prédire un scénario de changement d'usage des sols en se basant sur les tendances observées dans le passé (Ferreira, Samora-Arvela et Panagopoulos, 2016 ; Maeda et al., 2010 ; Zare, Panagopoulos et Loures, 2017). Cette approche prédictive repose sur l'hypothèse d'une poursuite des tendances passées et ne permet pas d'envisager de potentielles ruptures économiques, politiques ou sociales. A l'inverse, les approches de prospective participative permettent d'explorer différents futurs possibles d'un territoire en intégrant toute une diversité de facteurs influençant les usages des sols, et en formulant des hypothèses relatives à leur évolution. Les facteurs à considérer sont très dépendants des territoires étudiés, mais ils couvrent généralement les dimensions économiques, réglementaires, sociales et techniques influençant les changements dans les systèmes et les pratiques agricoles (par exemple, la politique agricole, les filières des produits agricoles, l'évolution technologique, la réglementation

environnementale, la disponibilité des ressources en eau) et l'évolution du développement urbain, tels que la croissance démographique ou le développement économique. Un nombre croissant d'études s'appuie sur le développement de scénarios narratifs contrastés, pour faciliter l'exploration des changements potentiels d'usages des sols et de leurs impacts par les experts et les parties prenantes (Houet et al., 2017 ; Oteros-Rozas et al., 2015 ; Rinaudo et al., 2013 ; Vacquie et al., 2015).

Cependant, l'utilisation directe de ces scénarios narratifs peut se révéler difficile dès lors que l'on souhaite les transformer en représentations spatiales et dynamiques dans le temps (Alcamo, 2008 ; Kok, Verburg et Veldkamp, 2007 ; Shackley et Deanwood, 2003) sous la forme d'évolution de l'occupation du sol, pour les utiliser ensuite en entrée de modèles biophysiques spatialisés tels que MARTHE (Thiery, 1995) ou SWAT (Neitsch et al., 2005) par exemple. Traduire ces scénarios narratifs en cartes spatialement explicites, utilisables par la suite dans des modèles biophysiques, nécessite une description numérique des taux d'évolution des occupations du sol et surtout de leurs localisations plausibles à des échelles fines (Mallampalli et al., 2016). Le principal verrou consiste ici à traduire les scénarios narratifs en hypothèses quantifiées et spatialisées. Pour y répondre, j'ai progressivement positionné mes travaux dans les approches intégrées contemporaines du *Land system* (Kok, Verburg et Veldkamp, 2007), qui s'articulent autour de trois principaux piliers : la construction de scénarios, la modélisation des changements d'usage des sols et la participation des acteurs locaux tout au long de la démarche.

Mon implication dans cet axe de recherche a démarré en 2009 avec le partenariat de recherche CALIPSEAU-ECO, financé par l'AERMC, qui visait à construire des scénarios contrastés d'évolution de l'agriculture sur la nappe alluviale de l'Ain à l'horizon 2027 afin d'anticiper l'évolution de la qualité (nitrates) de la nappe. La réalisation d'entretiens auprès des acteurs locaux et d'un atelier de prospective ont permis la construction de trois scénarios contrastés qui ont ensuite été utilisés par le modèle hydrogéologique couplé BICHE-MARTHE développé par le Brgm (D. Thierry, E. Buscarlet) afin de simuler l'évolution de la concentration en nitrates dans la nappe [21; 42; 43; 46; 50; 72; 75]. Le projet LANDSCENE financé par le Brgm et une formation SIG des fonctions avancées de Arcview par ESRI en 2012 m'ont ensuite permis de développer un outil SIG permettant de simuler et représenter spatialement les scénarios de changement d'usage des sols issus du travail de prospective, en tenant compte des contraintes naturelles, réglementaires et économiques [69]. Sur la base d'une revue bibliographique d'une quarantaine de travaux de prospective sur les thèmes agriculture-eau-territoires réalisée dans le cadre du projet SCENARIO financé par l'Onema en 2012, j'ai également réalisé une analyse détaillée des principaux facteurs de changement de l'agriculture et des pollutions diffuses directement mobilisable pour des exercices de prospective des territoires ruraux [65].

J'ai ensuite mené un exercice de prospective participative dans le cadre du projet ALMIRA, financé par l'ANR de 2014 à 2018, s'intéressant aux dynamiques des mosaïques paysagères du bassin versant du Tleta (180 km², Nord Maroc) confronté à d'importants problèmes d'érosion. Ces travaux se sont appuyés sur un partenariat fort avec l'Ecole Nationale des Ingénieurs Forestiers (M. Sabir), l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (A. Bouaziz, F. Choukri) de Rabat au Maroc, l'UMR LISAH (F. Vinatier, D. Raclot) et sur l'appui précieux de Fanny Guillot (stage M2) et de Jean-Daniel Rinaudo (Brgm). Ces collaborations ont été valorisées sous la forme de trois publications : Sabir et al. (2019), **« Dynamique agraire et dynamique paysagères dans le bassin versant du Tleta, Rif Occidental (Maroc) »** dans la *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires,* décrivent l'analyse des dynamiques agraires et paysagères passées [19] ; Hérivaux et al. (2021) **« Combining narrative scenarios, local knowledge and land-use change modelling for integrating soil erosion in a global perspective »** dans *Land Use Policy,* décrivent la construction des scénarios de changements d'usages des sols spatialement explicites [4] ; et Choukri et al. (2020), **« Distinct and combined impacts of**

climate and land-use scenarios on water availability and sediment loads for a water supply reservoir in Northern Morocco » dans *International Soil and Conservation Research*, présentent l'utilisation de ces scénarios en entrée de modélisation SWAT de manière combinée avec des scénarios de changement climatique [5]. Dans ce cadre, j'ai coordonné la réalisation d'enquêtes auprès d'une cinquantaine d'agriculteurs pour analyser les dynamiques passées des systèmes de production agricole, l'analyse de photos aériennes, une quarantaine d'entretiens auprès d'acteurs institutionnels et d'agriculteurs, et deux ateliers mobilisant 14 scientifiques spécialistes du Rif occidental et 13 acteurs institutionnels du bassin du Tleta (Figure 6). Ces données m'ont tout d'abord permis d'identifier les facteurs clés d'évolution des mosaïques paysagères du Tleta (Figure 7), puis d'élaborer des scénarios contrastés selon la méthode des scénarios (Godet, 1994), chacun comportant une histoire narrative et des hypothèses quantifiées pour les variables clés.

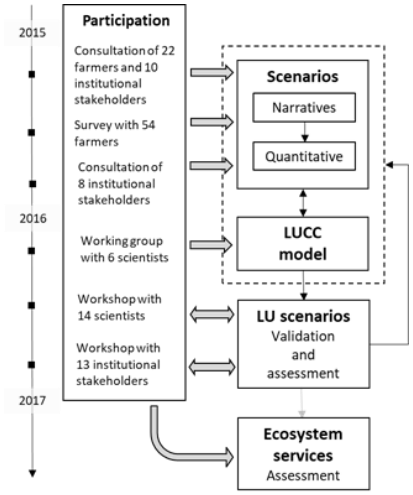


Figure 6. Vue d'ensemble de la démarche utilisée pour construire et évaluer les scénarios spatialement explicites [4]

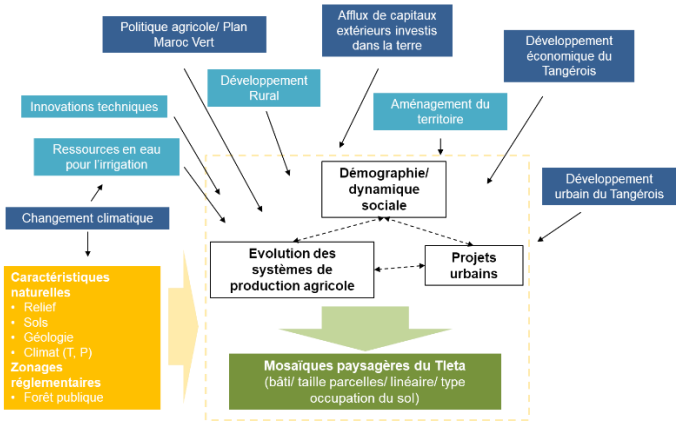


Figure 7. Facteurs clé d'évolution des mosaïques paysagères considérés pour construire les scénarios

J'ai ensuite établi des règles basées sur des groupes d'experts et des connaissances locales pour traduire les scénarios narratifs en cartes spatialement explicites, en partenariat avec F. Vinatier (UMR LISAH). Ces scénarios ont été évalués et validés lors de deux ateliers avec des scientifiques et des parties prenantes locales. Enfin, j'ai évalué leur impact sur la production agricole, le contrôle de l'érosion et la production d'eau. Ces travaux combinent ainsi, pour la première fois, les trois piliers de la recherche contemporaine sur le *Land system* (Castella et al., 2007 ; Houet et al., 2016 ; Houet et Gourmelon, 2014 ; Kok, Verburg et Veldkamp, 2007 ; Rounsevell et al., 2012): scénarios, modélisation des changements d'usages des sols et participation des acteurs locaux, pour analyser une problématique d'érosion des sols (Figure 6).

Ils ont permis de construire trois scénarios contrastés et spatialisés d'évolution de l'occupation du sol du bassin à l'horizon 2040 (Figure 8), directement utilisables (1) en entrée de la modélisation SWAT (F. Choukri, IAV Hassan II), simulant les processus d'érosion à l'échelle du bassin versant, (2) comme support concret de discussion avec les parties prenantes locales et (3) comme données d'entrée pour l'évaluation des services écosystémiques à l'échelle du bassin versant (Figure 9).

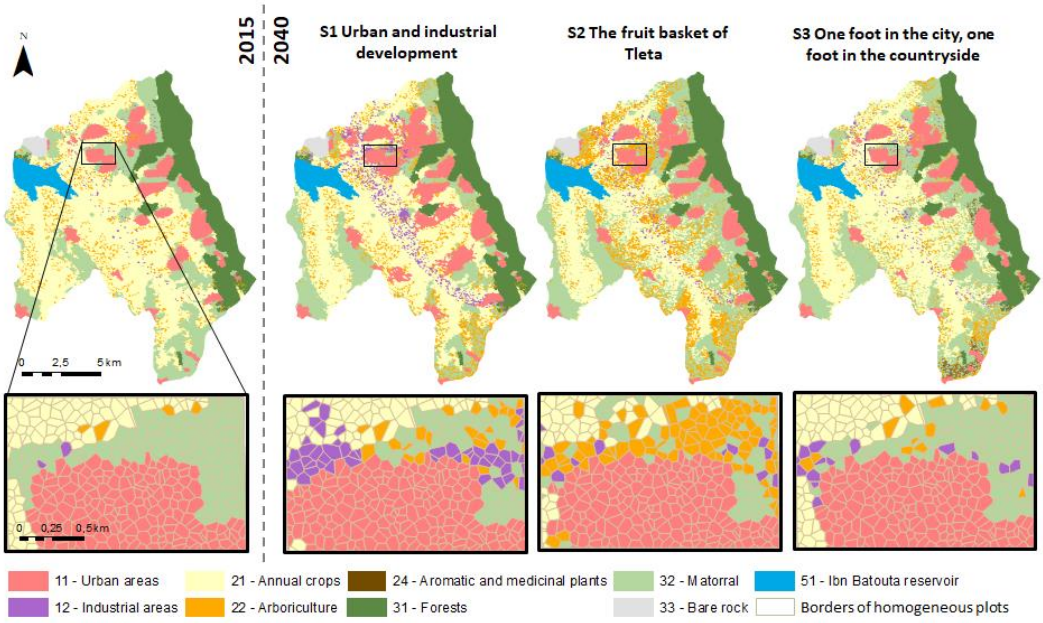


Figure 8. Cartes d'occupation du sol en 2015 et en 2040: à l'échelle du bassin et d'un quadra d'étude [4].

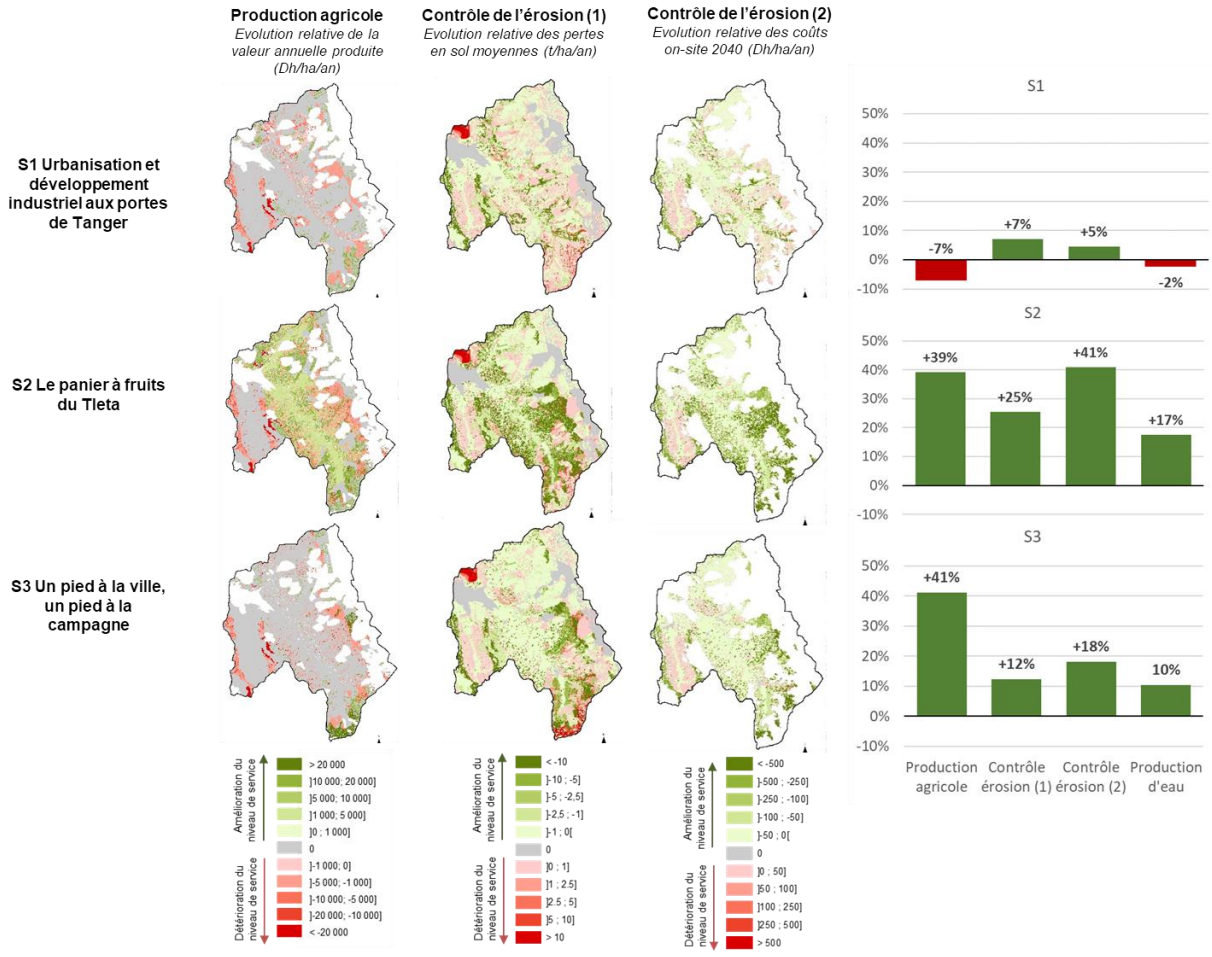


Figure 9. Evolution de la production agricole, du contrôle de l'érosion et de la production d'eau sur la période 2015-2040 pour les trois scénarios de changement d'usage des sols [4, 5].

La présentation et la mise en débat des scénarios lors de l'atelier avec les acteurs institutionnels ont permis d'exprimer et d'échanger sur les préférences de chacun en termes d'évolution de leur territoire. Les participants ont montré un intérêt marqué pour l'utilisation combinée de cartes et de scénarios narratifs pour explorer les futurs possibles de l'agriculture et des paysages du bassin, et un intérêt moindre pour disposer de données quantifiées sur les évolutions. Ils ont également exprimé une forte attente pour disposer d'une évaluation des impacts sociaux, économiques et environnementaux des scénarios proposés. La majorité des participants (83%) ont considéré que les discussions prospectives de l'atelier ont permis d'alimenter leurs propres réflexions dans le cadre de leurs missions, sur le plus court terme.

L'approche mobilisée, bien que centrée ici sur la problématique d'érosion des sols, est directement transposable pour analyser les problématiques liées à la protection des eaux souterraines sur le long terme, afin d'anticiper les effets potentiels d'évolution des usages des sols sur les services dépendants des aquifères et leur durabilité.

3.2. La conception et mise en débat d'instruments économiques innovants

Explorer des scénarios sur le long terme permet également d'accompagner les acteurs locaux pour envisager des instruments innovants de gestion des eaux souterraines, et de confronter des propriétés théoriques de ces instruments aux réalités et contraintes opérationnelles des territoires. Je me suis intéressée à l'utilisation de la prospective participative pour concevoir et analyser la perception de groupes d'acteurs agricoles et institutionnels d'instruments économiques pour la gestion des volumes d'irrigation, dans le cadre du projet WATER CAP&TRADE (projet Era Net 2015-2017). Très peu de travaux ont évalué *ex ante* ou conçu des instruments économiques de type échange de droits d'eau d'irrigation avec une participation active des acteurs locaux [6]. Certaines études ont élaboré des cadres analytiques pour guider les réformes de l'allocation (OECD, 2015) ou, plus précisément, pour évaluer si les conditions administratives pour la mise en place de marchés de l'eau sont remplies (Wheeler et al., 2017). D'autres études ont utilisé des enquêtes qualitatives ou quantitatives et des ateliers pour analyser la volonté des parties prenantes d'adopter des marchés de l'eau (Giannoccaro, Castillo et Berbel, 2016 ; Giannoccaro, Pedraza et Berbel, 2013 ; Lumbroso et al., 2014 ; Rahimova, Hesseln et Silven, 2016 ; Zhang, 2007), mais elles n'ont pas associé les parties prenantes à la construction de l'instrument.

Mes travaux ont visé à combler cette lacune en utilisant une méthodologie de recherche participative, pour évaluer *ex ante*, avec les parties prenantes locales, des instruments de type échange de droits d'eau souterraine pour l'irrigation. Ils ont été réalisés en collaboration avec mes collègues JD. Rinaudo (Brgm) et M. Montginoul (UMR G-EAU), et ont fait l'objet de la publication "**Exploring the potential of groundwater markets in agriculture: results of a participatory evaluation in five French case studies"** dans *Water Economics and Policy* en 2020 [6]. Pour ce faire, j'ai mobilisé une approche prospective basée sur la réalisation d'ateliers de prospective, partant de l'hypothèse qu'une perspective à long terme est nécessaire pour envisager des instruments de gestion innovants avec les parties prenantes (Babbitt et al., 2017). Etant donnée la dimension politique des instruments de marché (Heinmiller, 2007), l'implication de la diversité des acteurs concernés par la gestion des volumes d'eau d'irrigation (acteurs institutionnels et agriculteurs) était nécessaire pour identifier les avantages, les inconvénients, les conditions préalables et les obstacles potentiels associés à la mise en œuvre d'instruments de marché. Ce travail repose sur l'hypothèse que la combinaison des savoirs locaux et l'implication des acteurs dans la conception d'instruments pouvait aider à faire émerger des instruments plus innovants (Rinaudo et Garin, 2005 ; Rinaudo et al., 2012), mieux adaptés au contexte local et plus acceptables (OECD, 2015 ; Rinaudo, Moreau et Garin, 2016). J'ai mis en œuvre cette

démarche sur cinq bassins versants français en déficit quantitatif, représentatifs d'une diversité de situations en termes de systèmes de production agricoles, de fonctionnement hydrogéologique et de modalité de gestion quantitative des prélèvements d'eau pour l'irrigation.

A partir d'une revue de la littérature des instruments de type marché d'eau souterraine existants au Chili (Bauer, 1998 ; Galaz, 2004), en Espagne (Rey, Garrido et Calatrava, 2004), aux Etats-Unis (Howe, 2002 ; Thompson et al., 2009) et en Australie (Boyd et Brumley, 2004 ; GHD, Consulting et O'Keefe, 2011 ; Hamilton et Smithson, 2010 ; Lawson et al., 2010), j'ai développé un scénario d'évolution des modalités de gestion des volumes d'eau d'irrigation à l'horizon 2035 adapté au contexte français, introduisant progressivement la possibilité d'échanger des attributions de volumes d'eau d'irrigation dans le secteur agricole.

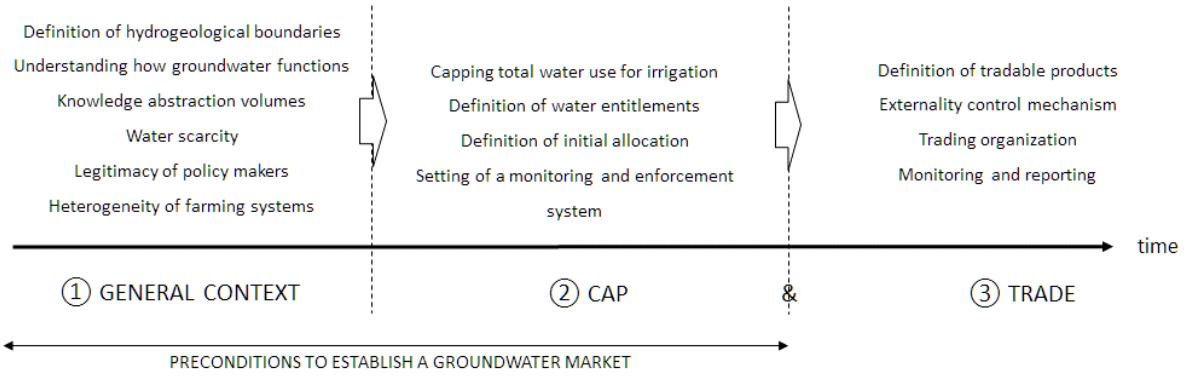


Figure 10. Les principaux composants d'un scénario d'évolution des modalités de gestion des prélèvements en eau introduisant des marchés d'eau souterraine [6].

Ce scénario a ensuite été adapté aux spécificités hydrogéologiques des cinq bassins versants à partir de la réalisation d'une douzaine d'entretiens avec des acteurs locaux sur chaque territoire (services de l'Etat, usagers, associations) et l'analyse des documents de planification. En particulier, le calendrier de gestion et d'échange des volumes prélevables a été adapté à l'inertie des aquifères (gestion des volumes lissée sur plusieurs années dans le cas des aquifères à forte inertie *versus* gestion intra-annuelle pour les aquifères à faible inertie). Ce scénario a été mis en débat sur chaque territoire, par l'organisation de 16 ateliers d'une demi-journée, mobilisant un total de 44 acteurs institutionnels et 80 agriculteurs. Les échanges et débats de chaque atelier ont été retranscrits puis codés sous la forme d'arguments selon la méthodologie décrite par Figureau et al. (2015). Six groupes d'arguments ont été analysés (Figure 11). Deux d'entre eux concernent les préconditions à réunir liées au contexte général et à l'établissement d'un plafonnement du volume prélevable pour l'irrigation. Les quatre autres sont directement liés aux instruments de marché : position de principe, avantages, risques et options d'amélioration.

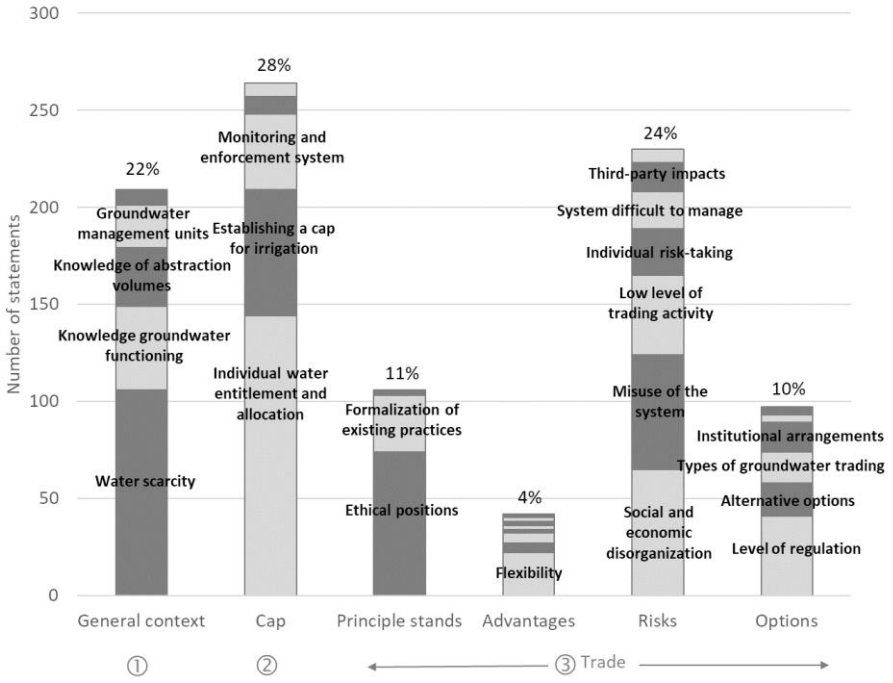


Figure 11. Nombre d'arguments cités pendant les ateliers, par groupe d'arguments (sur un total de 948 arguments) [6].

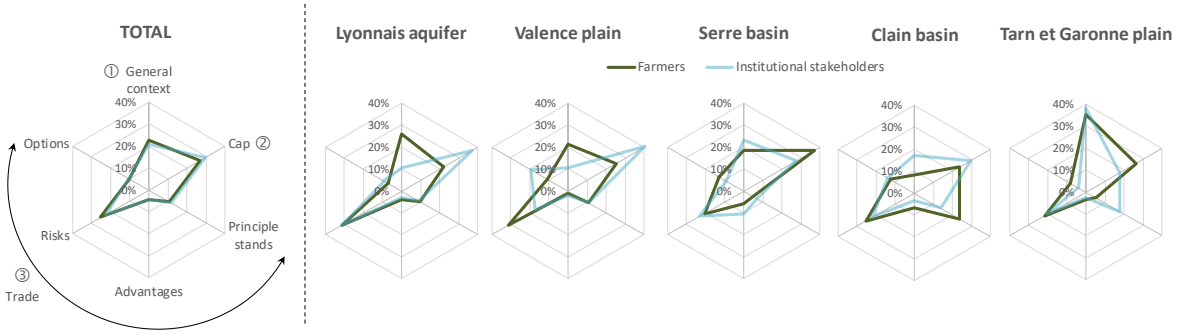


Figure 12. Pourcentage d'arguments cités pendant les ateliers par groupe d'argument et type d'acteurs sur chaque bassin versant [6].

Sur l'ensemble des participants, seuls 3% étaient « tout à fait favorables » à l'introduction de marchés des eaux souterraines, près de la moitié étaient « opposés » pour diverses raisons éthiques, économiques et sociales, les autres étant « favorables sous conditions ». Ces travaux mettent en évidence que de nombreuses conditions préalables à l'échange d'eau sont encore loin d'être remplies (50 % des arguments analysés portent sur les conditions à réunir, avec des différences importantes selon les bassins), tant en ce qui concerne le niveau de rareté de l'eau, les caractéristiques des eaux souterraines (continuité hydraulique, connaissance fonctionnement hydrogéologique), les caractéristiques des systèmes de production agricoles (connaissance des prélèvements, hétérogénéité des systèmes de production), la manière dont les quotas individuels sont mis en place (volume prélevable, caractéristiques du droit d'eau, règles d'allocation initiales), ainsi que le niveau de transparence et d'information (Figure 11 et Figure 12). Ces résultats font échos à plusieurs constats similaires dans d'autres pays. Plusieurs auteurs ont identifié la connaissance du fonctionnement hydrogéologique comme l'un des principaux défis scientifiques à relever pour établir un système d'échange de droit d'eau souterraine (Boyd et Brumley, 2004 ; Skurray, Roberts et Pannell, 2012). De même, les modalités d'établissement du volume prélevable et de l'allocation initiale des droits entre

agriculteurs peuvent compromettre la mise en place d'instruments de marché s'ils ne sont pas acceptés et partagés (Easter, Rosegrant et Dinar, 1999 ; Rinaudo, Moreau et Garin, 2016).

Les risques sociaux et économiques potentiels identifiés sont nombreux et ont été largement soulignés pendant les ateliers (24 % des arguments, et plus de 30 % sur les bassins exprimant la plus forte opposition). En particulier ont été évoqués les risques de désorganisation économique de l'agriculture du territoire, de détournement du système, et de déstructuration sociale, appelant à encadrer la possibilité d'échanger par exemple avec des prix encadrés, un plafonnement des volumes échangés, des échanges possibles seulement à certaines périodes de l'année, et une durée des échanges limitée. Les participants anticipent également le risque qu'il y ait peu d'échanges, en raison d'une absence de rareté de l'eau, d'une trop faible différence entre les systèmes de production, d'un calendrier d'échange inadapté, ou pour des raisons techniques. Plusieurs risques anticipés par les participants font écho aux retours d'expériences de plusieurs pays où les instruments de marché ont été mis en place : accroissement des inégalités (Wheeler et al., 2014), déstructuration du tissu agricole (Connell, 2015), faible nombre d'échanges (Holley et Sinclair, 2018 ; Skurray, Roberts et Pannell, 2012). A l'inverse, les externalités (impacts sur les cours d'eau, sur la piézométrie) ont été peu abordées pendant les ateliers, alors que la réallocation spatiale des volumes d'eau d'irrigation est un enjeu majeur dans la littérature sur les échanges de droits d'eau souterraine car ceux-ci peuvent modifier la distribution et l'intensité des externalités liées aux prélèvements (Howe, 2002 ; Kuwayama et Brozović, 2013 ; Skurray, Roberts et Pannell, 2012).

Enfin, ces résultats soulignent une forte hétérogénéité des arguments discutés selon les territoires et les groupes d'acteurs. Ces résultats confirment que la pertinence et la viabilité d'instruments de type marché de droits de prélever dans les eaux souterraines dépendent d'une multitude de facteurs spécifiques aux territoires (Babbitt et al., 2017 ; Wheeler et al., 2017). Ainsi, si ce type d'instrument devait être envisagé, il ne serait pas pertinent de le concevoir d'une manière uniforme à l'échelle nationale (approche top-down), mais au contraire à l'échelle des territoires potentiellement concernés de manière à prendre en compte compte des spécificités locales (tenant compte du fonctionnement hydrogéologique, des types de systèmes de production agricole et de l'historique des modalités de gestion des volumes prélevables) et en définissant collectivement les règles de fonctionnement au sein des organisations uniques de gestion collective (OUGC).

3.3. Enseignements et perspectives

Ces deux exemples illustrent l'utilisation d'approches combinant des scénarios narratifs sur le long terme avec la participation des acteurs locaux pour anticiper les évolutions futures de leur territoire et envisager des instruments innovants pour une gestion soutenable des aquifères et des services. Amener les acteurs à se projeter progressivement sur le long terme lors d'ateliers dédiés leur a permis de se détacher de leurs préoccupations opérationnelles quotidiennes et de s'engager sur des réflexions sur l'évolution de leur territoire sur le long terme. Ces travaux peuvent constituer le point de départ de processus participatifs avec des groupes d'acteurs variés (Griewald et al., 2017). Dans le premier exemple (3.1), le travail pourrait être mobilisé pour co-construire avec les acteurs locaux des scénarios normatifs visant à atteindre les objectifs la stratégie nationale de développement durable (Royaume du Maroc, 2017), en impliquant des agriculteurs représentatifs du bassin. Dans le second exemple (3.2), l'approche participative proposée pourrait servir de base aux OUGC dans le processus de conception d'instruments de gestion des volumes prélevables pour l'irrigation. Sur le plan méthodologique, ces travaux soulignent l'importance d'impliquer les acteurs locaux (groupes

d'agriculteurs et acteurs institutionnels) à l'échelle du bassin, afin que les différents points de vue soient considérés.

Les supports utilisés pendant les ateliers sont essentiellement des supports papier, avec des posters format A0, des articles de presse fictifs et des cartes d'évolution des usages des sols. L'utilisation combinée de scénarios narratifs et de cartes issus des approches intégrées du *Land System* constitue un support concret de discussion qui a été jugé particulièrement pertinent par les experts scientifiques et les acteurs institutionnels pour explorer les futurs possibles de leur bassin. D'une part l'utilisation des scénarios narratifs facilite l'appréhension des enjeux et l'appropriation des connaissances par les parties prenantes (Richter et al., 2019 ; Rinaudo, Neverre et Rouillard, 2021) ; de l'autre, les cartes issues des modèles de simulation spatiale sont perçues comme les représentations de scénarios narratifs qu'ils ont contribué à construire et qu'ils se sont appropriés, et de ce fait stimulent la participation (Houet et Gourmelon, 2014). Mes travaux recommandent leur utilisation combinée (et non séparée) pour mettre en débat les scénarios avec les acteurs des territoires. L'évaluation systématique par questionnaire individuel à la fin des ateliers permet par ailleurs d'apprécier les apports de la démarche et de valider la pertinence des outils proposés.

Il existe plusieurs perspectives d'utilisation et d'amélioration de ces travaux :

- L'amélioration de l'évaluation des impacts des scénarios d'évolution des usages des sols (3.1), en combinant les approches du *Land System* avec une évaluation des services écosystémiques (Ellis, Pascual et Mertz, 2019) et une analyse de la distribution de ces impacts entre les acteurs du territoire, de manière à intégrer des indicateurs de justice sociale et environnementale dans l'évaluation (Stiglitz, Sen et Fitoussi, 2012). Cette perspective sera explorée dans deux projets en cours de démarrage : URB'EAU avec la Métropole de Lille, pour accompagner les acteurs dans la construction de scénarios d'action visant à protéger les champs captants du sud de Lille, et le projet ANR Belmont ABRESO sur l'influence de l'abandon des terres sur la zone critique.

- L'utilisation d'approches similaires à la section 3.2 pour questionner le potentiel et la pertinence d'autres instruments pour protéger les eaux souterraines, tels que les paiements pour services environnementaux (Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Wunder, 2005) ou les *water funds* (Bremer et al., 2016 ; Goldman-Benner et al., 2012).

4. Approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines

Ce chapitre fait écho au troisième principe de l'économie de la soutenabilité: *concern for economic efficiency, understood as non-wastefulness, in the allocation of natural goods and services as well as their human-made substitutes and complements*. Il aborde la notion d'efficience économique par le prisme de l'analyse coût-efficacité (ACE) de programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines. Reposant sur l'existence de normes environnementales (par exemple l'atteinte du bon état des masses d'eau souterraines, objectifs de qualité des eaux utilisées pour l'alimentation en eau potable), l'ACE permet de répondre à la question « comment agir au moindre coût ? ». Les approches coût-efficacité ne questionnent pas l'existence de ces normes, « objets politiques » s'appuyant sur des éléments de preuves scientifiques (Kervinio et Vergez, 2018), mais s'intéressent à la manière de les atteindre au moindre coût. De ce fait, les travaux présentés dans ce chapitre se positionnent dans une perspective de soutenabilité forte, avec un objectif de minimisation des coûts pour atteindre des objectifs de restauration fixés. Ce chapitre s'appuie principalement sur les articles de Hérivaux et al. **« Is it worth protecting groundwater from diffuse pollution with agri-environmental schemes ? »** publié dans *Journal of Environmental Management* en 2013 [11] et « **Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? »** publié dans la revue *Sciences Eaux et Territoires* en 2014 [21].

4.1. Contexte et problématique

Les pollutions diffuses d'origine agricole sont l'une des principales pressions menaçant la qualité des eaux souterraines en Europe. Ces pollutions menacent l'état chimique des masses d'eau ainsi que la durabilité des niveaux de services associés aux eaux souterraines, parmi lesquels la production naturelle d'eau de qualité. En réponse à cette dégradation de la qualité des eaux souterraines, les services d'eau potable ont été historiquement amenés à prendre plusieurs mesures curatives pour continuer à distribuer une eau de qualité conforme aux normes sanitaires : installation de station de traitement, travaux d'interconnexion ou de recherches de nouvelles ressources. Cependant, ces mesures d'adaptation techniques sont, d'une part, coûteuses pour le consommateur d'eau et, d'autre part, ne permettent pas de restaurer la qualité des eaux souterraines. Plusieurs directives européennes demandent explicitement la mise en œuvre d'actions de prévention pour restaurer la qualité des ressources en eau dégradées par les pollutions diffuses d'origine agricole (Directive Nitrates 91/676/EEC, Directive cadre sur l'eau 2000/60/EC, Directive eaux souterraines 2006/118/EC, Directive Eau potable 2020/2184). L'analyse coût-efficacité (ACE) est généralement décrite comme un outil approprié pour sélectionner les mesures de restauration qui luttent contre les pollutions diffuses d'origine agricole (Alcon, De-Miguel et Martínez-Paz, 2021 ; Balana, Vinten et Slee, 2011). Plus largement, la combinaison d'approches normatives et coût-efficacité est considérée comme susceptible de favoriser une gestion des écosystèmes qui soit respectueuse de la diversité des valeurs qui y sont attachées (Kervinio et Vergez, 2018).

Le principe de l'ACE consiste à hiérarchiser les actions en fonction de leur capacité à améliorer l'état des ressources en eau pour un coût donné. Supposons par exemple que l'on dispose de quatre actions A1 à A4 qui présentent un ratio efficacité-coût décroissant de E1 à E4 – soit un ratio coût-efficacité croissant de 1/E1 à 1/E4 - et une efficacité maximale notée de Q1 à Q4 (amélioration maximale de l'état de la ressource en eau permise par l'action). Comme l'illustre la Figure 13, on mettra successivement en œuvre les actions A1 et A2 pour atteindre l'objectif de qualité environnemental n°1 de réduction des émissions et les mesures A1, A2, A3 et A4 pour atteindre l'objectif n°2.

Théoriquement, cette analyse repose sur l'évaluation de l'efficacité de chaque action en termes de diminution de l'impact sur le milieu (Berbel, Martin-Ortega et Mesa, 2011 ; Martin-Ortega, 2012), ce qui, dans le cas des eaux souterraines, implique l'utilisation d'outils de modélisation hydrogéologique et la prise en compte du temps long. Le coût des actions de restauration et leur durée de mise en œuvre dépend en effet fortement du fonctionnement hydrogéologique des aquifères (chapitre 2). Dans la pratique cependant, peu d'outils hydrogéologiques ont été mobilisés pour réaliser des ACE et simuler l'amélioration de l'état de la nappe (attribut hydrogéologique, cf. 2.2) auquel peut conduire chaque mesure, l'efficacité des programmes d'action est alors bien souvent évaluée comme la réduction de la pression polluante exercée sur la nappe (attribut hydrologique, cf. 2.2), sans tenir compte du milieu souterrain, de ses capacités épuratoires et de son inertie [11]. Le principal verrou méthodologique consiste ici à intégrer la complexité du fonctionnement des aquifères dans l'ACE des programmes de restauration de la qualité de l'eau.

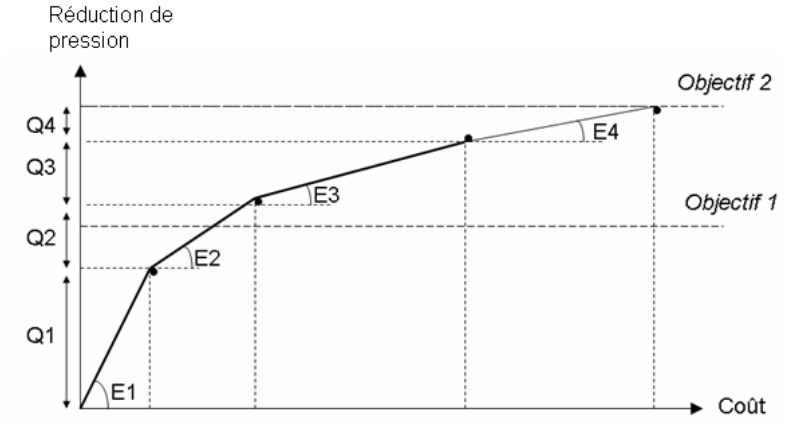


Figure 13. Combinaison coût-efficace de mesures selon le niveau d'objectif [22]

La mise en place de programmes d'action de restauration peut être en conflit avec les intérêts des acteurs locaux (Wiering, Boezeman et Crabbé, 2020) et difficile à accepter en l'absence d'éléments concrets pour quantifier l'impact attendu de ces programmes. De plus, l'efficacité limitée de certains programmes d'actions mis en place depuis plusieurs années peut être une source de découragement pour les acteurs impliqués dans la mise en œuvre des actions. Ceci est particulièrement vrai pour les eaux souterraines où le délai entre la modification des pratiques agricoles et l'impact sur la qualité des eaux souterraines peut être de plusieurs années, voire de plusieurs décennies (Baran, Surdyk et Auterives, 2021 ; Surdyk et al., 2021). Face à ces constats, l'implication des acteurs locaux dès la phase de conception des programmes d'action puis pendant leur évaluation m'est ainsi progressivement apparue comme un pilier indispensable dans la réalisation des ACE.

Mes travaux sur les ACE ont démarré dans un contexte où les quelques travaux existants couplant des approches économiques et hydrogéologiques pour analyser les pollutions diffuses d'origine agricole à l'échelle de la masse d'eau (Almasri et Kaluarachchi, 2005 ; Graveline et al., 2007 ; Ledoux et al., 2007 ; Peña-Haro et al., 2010 ; Viavattene, 2006) ne permettaient pas de répondre directement aux questions opérationnelles posées par la DCE (Heinz et al., 2007). La Figure 14 présente les trois types d'approches coût-efficacité que j'ai successivement mises en œuvre depuis 2005 pour évaluer les programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines, avec une amélioration progressive des trois piliers de l'analyse (évaluation du coût, évaluation de l'efficacité, participation) :

- Evaluation du coût. L'approche ❶ repose sur une évaluation du coût des actions à partir des montants d'aide des dispositifs d'indemnisation existants tels que les mesures agro-environnementales (MAE) et les aides des programmes d'intervention des agences de l'eau.

Cette pratique permet d'évaluer le coût pour le régulateur uniquement (et non le coût réel pour les acteurs mettant en place les actions), et fait l'hypothèse implicite que les dispositifs d'indemnisation existants sont suffisamment incitatifs pour que les actions soient mises en œuvre. Les approches ❷ et ❸ évaluent ensuite le coût des actions de reconquête de la qualité de l'eau comme les surcoûts pour les agriculteurs (différence de marge brute ou semi-nette), pour ensuite les comparer aux systèmes d'indemnisation en place et donner une estimation du coût pour le régulateur.

- L'évaluation de l'efficacité a évolué vers une meilleure prise en compte du fonctionnement des aquifères, depuis une estimation basée sur la réduction des pressions polluantes (approche ❶) vers une évaluation basée sur les résultats de modèles hydrogéologiques (approche ❸).
- La participation des acteurs locaux, inexistante dans les premiers travaux (approches ❶ et ❷) est au cœur de l'approche ❸.

Ces trois approches sont détaillées dans les sections ci-dessous.

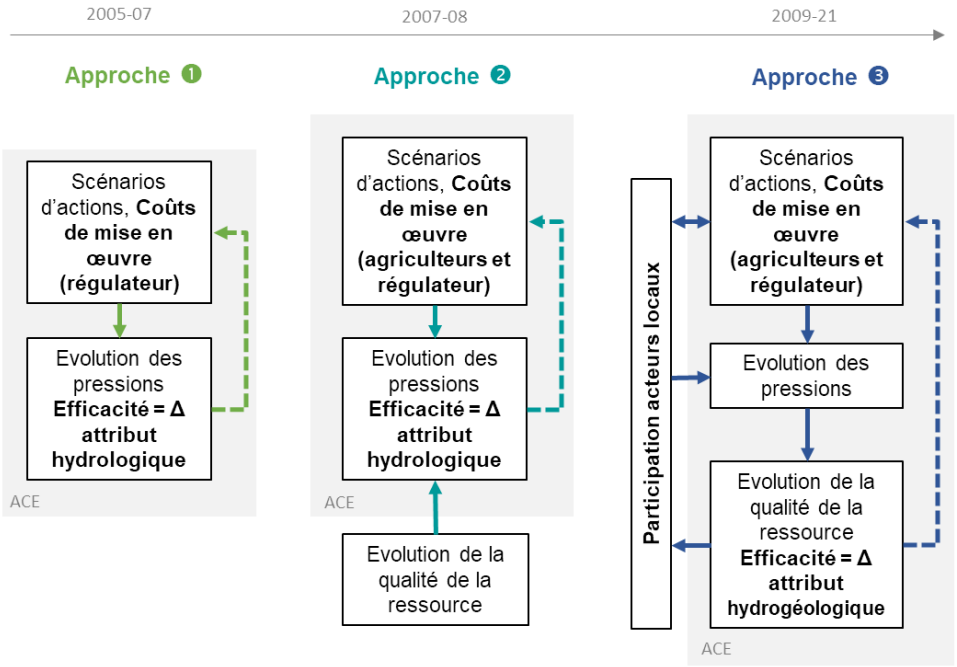


Figure 14. Trois approches d'analyse coût-efficacité (ACE) de programmes d'action visant à restaurer la qualité des eaux souterraines

4.2. Quelles actions coût-efficaces pour réduire les pressions polluantes à l'échelle du bassin hydrographique ?

J'ai commencé à travailler sur cet axe de recherche avec les projets COUTREF et COUTREF2 réalisés en partenariat avec l'AERM de 2005 à 2008. La première étape a consisté à constituer des catalogues de coûts de référence pour les actions de reconquête de la qualité de l'eau [96;97], puis à les mobiliser pour la réalisation des premières ACE demandées par la Directive européenne cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/EC) [22;81], en collaboration avec mes collègues JD. Rinaudo, S. Aulong (Brgm) ainsi que JL. Salleron et S. Nicolai (AERM). Ce travail exploratoire a été mené à l'échelle du bassin Rhin-Meuse, sur les problématiques de (i) pollution organique, (ii) pollution diffuse d'origine agricole et (iii) pollution industrielle. En l'absence d'outil permettant d'évaluer l'effet des actions proposées sur chaque masse d'eau, l'efficacité des actions a été estimée à partir de la réduction de pression polluante (attribut hydrologique : approche ❶ de la Figure 14). Cette approche a deux principales limites : l'efficacité est

évaluée à partir des attributs hydrologiques, ce qui ne permet pas de tenir compte de la diversité des capacités épuratoires et des délais de réponse des aquifères ; et le coût est évalué uniquement du point de vue du régulateur sur la base du régime d'aides financières existantes (MAE par exemple), sans tenir compte du surcoût réel engendré par les actions pour les agents économiques.

4.3. Les mesures agro-environnementales sont-elles adaptées pour restaurer la qualité d'une nappe ?

En réponse à ces limites, la collaboration avec l'Université de Liège dans le projet de recherche européen AQUATERRA a permis de coupler l'évaluation des coûts des mesures agro-environnementales (MAE) programmées sur la nappe de l'Hesbaye (Belgique) avec l'évaluation de leur efficacité par le modèle hydrogéologique spatialement distribué SUFT3D développé par l'Université de Liège (S. Brouyère et P. Orban) (Figure 15). Cette collaboration a fait l'objet de la publication « **Is it worth protecting groundwater from diffuse pollution with agri-environmental schemes? »** dans *Journal of Environmental Management* en 2013 [11]. Le coût des actions de restauration est évalué à partir des assolements et rotations culturales, des pratiques culturales, des marges brutes par culture. J'ai développé un module agro-économique sous Excel pour évaluer la surface de mise en œuvre potentielle de chaque action et le coût associé. La surface de mise en œuvre correspond à la surface agricole où la mesure peut techniquement être instaurée et où le niveau de paiement proposé couvre les surcoûts pour les agriculteurs. Deux types de coûts sont évalués : le coût pour l'agriculteur, calculé comme le surcoût associé à la mise en œuvre des actions et utilisé pour l'analyse coût-efficacité ; et le coût pour le régulateur, fonction de la surface de mise en œuvre et du niveau de paiement. L'évaluation de l'efficacité se base sur les attributs hydrologiques (la concentration en nitrates dans les eaux d'infiltration sous-racinaires), mais dont le niveau objectif à atteindre est fourni par le modèle hydrogéologique SUFT3D (approche ❷ de la Figure 14) qui simule l'évolution de la concentration en nitrates pour les points représentatifs du réseau de suivi de la qualité de la nappe à partir de la concentration dans les eaux de lessivage.

Deux objectifs sont considérés : l'atteinte du bon état en 2027 ou en 2040, avec des diminutions de pressions polluantes requises respectivement de 41 % (scénario A) et de 32 % (scénario B). Les combinaisons d'actions les plus coût-efficaces ont été sélectionnées pour chaque objectif. L'analyse met en évidence que les pratiques actuelles ne permettent pas de restaurer sur le long terme la qualité de la nappe. La restauration est théoriquement possible, par les changements de pratiques et d'occupation du sol proposés dans les cahiers des charges des MAE, avec un coût de 20,2 M€/an pour le scénario A (2027) et 12,8 M€/an pour le scénario B (2040). Les résultats montrent cependant que les niveaux de paiements des MAE qui étaient alors proposés ne seraient pas suffisants pour couvrir les surcoûts pour les agriculteurs liés à la mise en place des actions nécessaires à la restauration [11; 79 ; 91 ; 94], et que ceux-ci devraient être augmentés de 30 à 200 % selon les MAE pour atteindre les objectifs. Ces résultats mettent en évidence les limites des programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines basés sur les MAE dans les contextes de territoires agricoles très productifs et d'aquifère de craie à forte inertie. Sur le plan méthodologique, une des limites de l'approche est cependant de considérer un objectif moyen de réduction des pressions annuelles, sans tenir compte de leur répartition intra-annuelle et dans l'espace, ce qui ne permet pas de cibler spatialement la mise en œuvre des MAE sur les secteurs où elles sont le plus coût-efficaces.

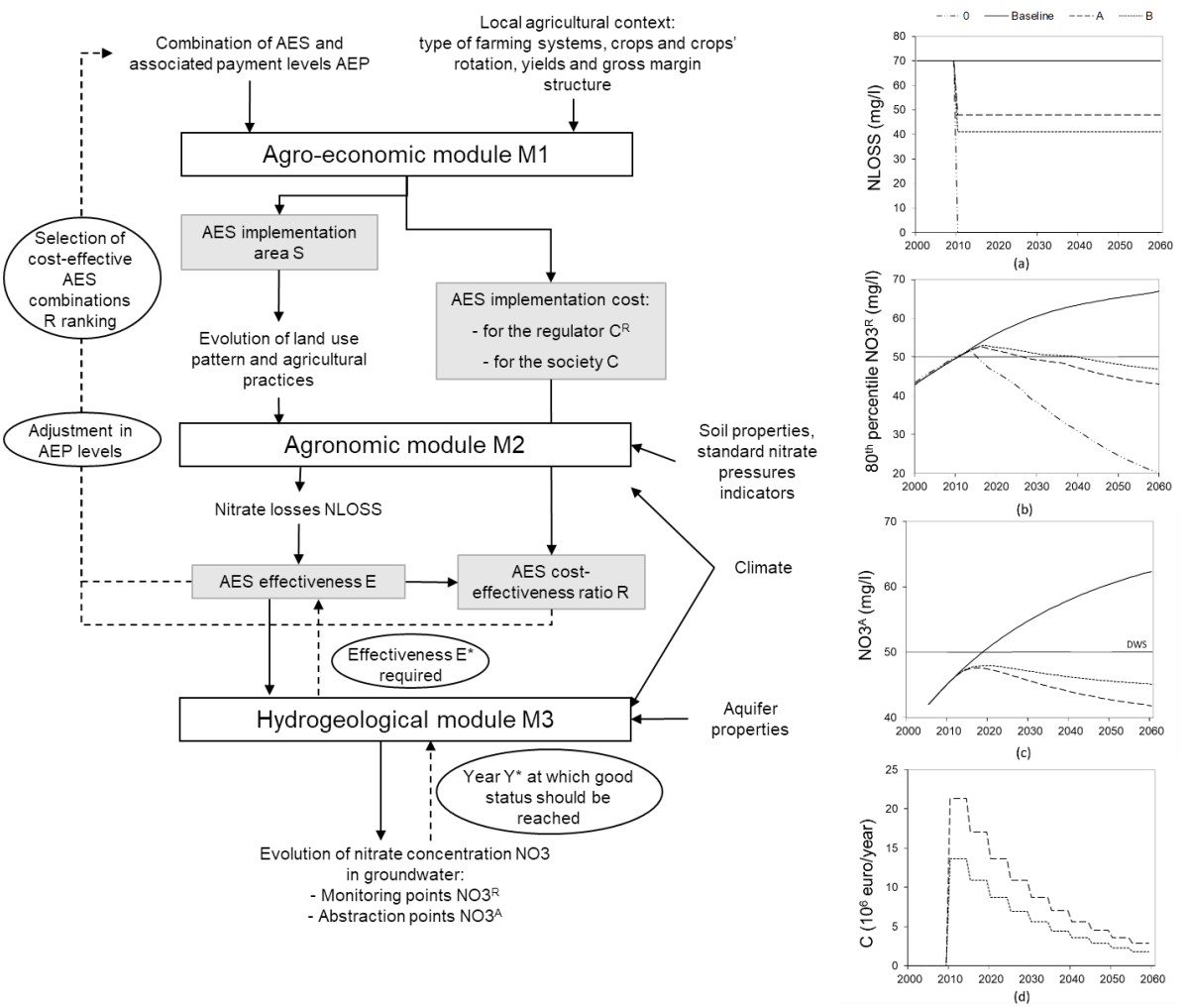


Figure 15. Gauche : vue d'ensemble de la démarche pour l'analyse coût-efficacité de reconquête de la qualité de l'eau de la nappe de l'Hesbaye (AES : agri-environmental scheme ; AEP : agri-environmental payment). Droite : analyse compare de scenarios en termes de (a) changement de concentration en nitrates dans les eaux d'infiltration de la zone sous-racinaire, (b) concentration en nitrates aux points de monitoring, (c) concentration moyenne en nitrates des points de prélèvement, (d) coûts annuels [11].

4.4. Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ?

J'ai ensuite amélioré cette approche dans le cadre du partenariat de recherche CALIPSEAU-ECO avec l'AERMC en collaboration avec L. Gourcy, E. Buscarlet, N. Surdyk (Brgm) et L. Cadilhac (AERMC), sur la nappe alluviale de l'Ain dont la qualité est dégradée par les nitrates. Ce partenariat a fait l'objet de la publication « **Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? »** en 2014 dans la revue *Sciences Eaux et Territoires* [21]. La méthodologie proposée repose sur l'articulation de méthodes participatives et de modèles, et mobilise le couplage d'approches économiques, agronomiques et hydrogéologiques à l'échelle d'une masse d'eau souterraine (Figure 16, approche ❸). Le volet économique concerne la co-construction de scénarios d'évolution de l'agriculture sur la masse d'eau à l'horizon 2027 et de scénarios d'actions, en utilisant les points de vue et savoirs des acteurs locaux via la réalisation d'entretiens et d'un atelier de prospective. Le volet agronomique traduit ces différents scénarios en évolution des apports en fertilisants, des besoins en azote des plantes, de la minéralisation des sols et des résidus végétaux. Ces données sont utilisées par le volet hydrogéologique en entrée d'un modèle de transport couplant un modèle hydrodynamique de nappe

et un modèle de transfert de nitrates dans la zone non saturée (modèle BICHE-MARTHE développé par N. Surdyk, L. Gourcy, E. Buscarlet et D. Thierry au Brgm), de manière à simuler l'évolution de la concentration en nitrates dans la nappe et évaluer les efforts à faire pour restaurer le bon état. En réponse, le volet économique intervient pour sélectionner les actions permettant d'atteindre le bon état au moindre coût, ainsi que les secteurs sur lesquels les mettre en œuvre. Le coût d'une action est évalué comme le surcoût moyen lié à la mise en œuvre de l'action pour les exploitants agricoles. Ce surcoût est estimé comme la différence de marge brute - hors subvention de la Politique Agricole Commune - liée à la mise en œuvre de l'action. L'efficacité des actions est évaluée par l'utilisation du modèle BICHE-MARTHE qui permet de simuler l'effet de changement d'assolements et de pratiques culturales sur la concentration en nitrates de la nappe (attribut hydrogéologique), et ce, de manière spatialisée. L'efficacité d'une action est évaluée à partir des résultats du modèle de transport comme la diminution du pourcentage de la superficie de la masse d'eau dépassant 50 mg/l en 2027. Les actions sont classées les unes par rapport aux autres selon leur ratio coût-efficacité, considéré ici comme le coût nécessaire pour diminuer de 1 % la part de la masse d'eau dépassant 50 mg/l.

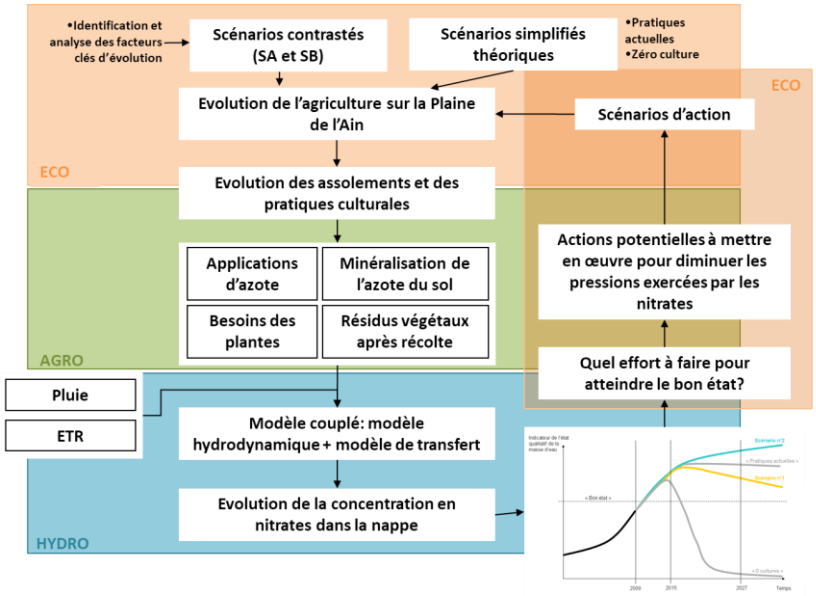
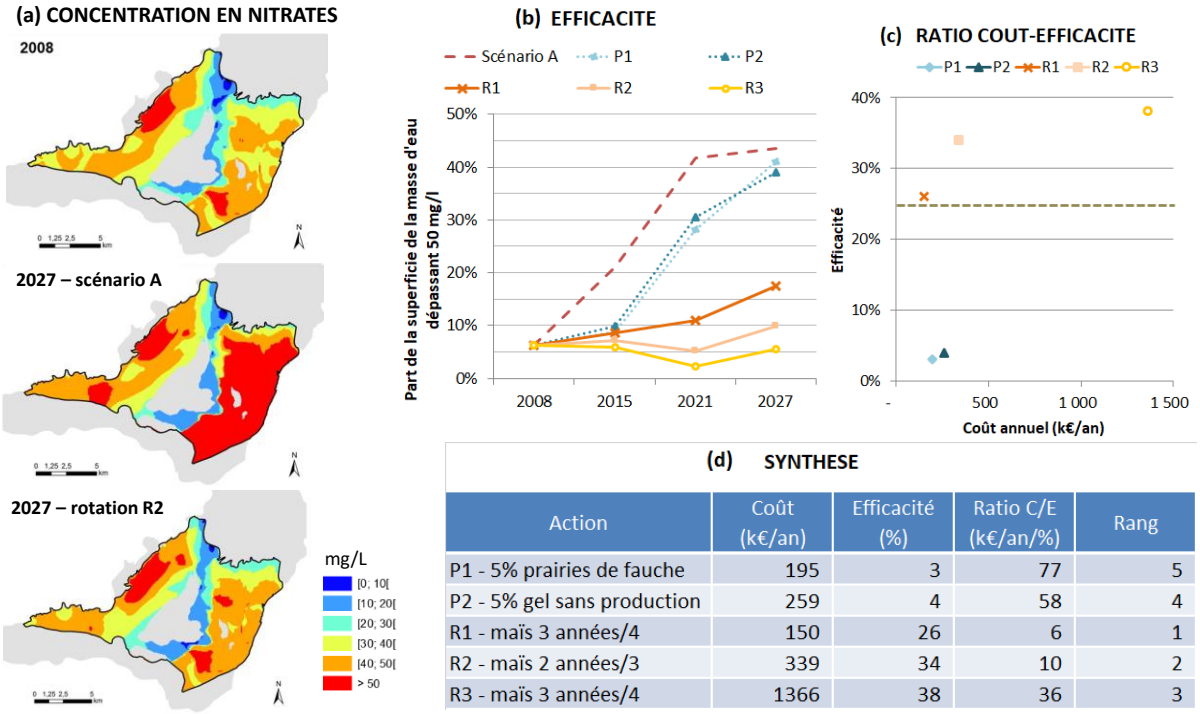


Figure 16. Vue d'ensemble de la démarche d'analyse coût-efficacité spatialisée mise en œuvre sur la plaine de l'Ain [21]

La combinaison de ce modèle avec l'évaluation économique m'a permis de développer une ACE spatialisée [21 ; 42 ; 43 ; 46 ; 50 ; 75]. Le scénario d'évolution de l'agriculture qui apparaissait alors le plus probable à l'horizon 2027 (Scénario A dans la Figure 17) entraîne une dégradation de la qualité de la nappe alluviale de l'Ain et appelle à mettre en œuvre un programme d'actions pour réduire les pressions exercées par les nitrates. Introduire une diversification des assolements par un plafonnement de la fréquence de retour du maïs à deux années sur trois maximum (action R2) permettrait, selon les résultats du modèle, d'infléchir les tendances et de restaurer la qualité de la masse d'eau, pour un surcoût estimé à 339 000 euros par an, soit 52 euros par hectare en moyenne (Figure 17), un montant supérieur à la compensation annuelle de 32 €/ha/an qui était alors proposée pour la mise en œuvre de la MAE rotationnelle. Les résultats montrent également qu'une mise en œuvre ciblée de cette action sur le secteur géographique où la nappe est la plus vulnérable serait suffisante et permettrait de réduire le coût de mise en œuvre de 34 %. Les résultats soulignent à nouveau les limites des MAE pour restaurer la qualité des eaux souterraines dégradée par les pollutions diffuses d'origine agricole, et montrent qu'à l'inverse, un changement plus global des

systèmes de production insufflé par une réorientation importante des politiques publiques permettrait de garantir sur le long terme une bonne qualité chimique des eaux souterraines.



(d) SYNTHESE

Action	Coût (k€/an)	Efficacité (%)	Ratio C/E (k€/an/%)	Rang
P1 - 5% prairies de fauche	195	3	77	5
P2 - 5% gel sans production	259	4	58	4
R1 - maïs 3 années/4	150	26	6	1
R2 - maïs 2 années/3	339	34	10	2
R3 - maïs 3 années/4	1366	38	36	3

Figure 17. Analyse coût-efficacité des actions de reconquête de la qualité de la plaine de l'Ain: (a) évolution de la concentration en nitrates de 2008 à 2027 (scénario A et action R2) ; (b) évolution de la part de la superficie de la masse d'eau dépassant 50 mg/l; (c) coût et efficacité de chaque action ; (d) synthèse [21 ; 42].

4.5. Comment restaurer la qualité de l'eau d'un captage ?

Plus récemment, dans le cadre du projet POLDIF (2017-19) financé par l'AELB, j'ai également contribué à l'ACE menée par ma collègue N. Neverre (Brgm) pour différents scénarios de restauration du service de production naturelle d'eau de qualité sur l'aire d'alimentation du captage de Pentvert dans la Sarthe, en combinant une approche participative, une évaluation économique et le modèle global BICHE développé par le Brgm (N. Surdyk et N. Baran) [58]. Ce travail a débouché sur la publication de Neverre et al. **« Restoring groundwater quality at the drinking water catchment scale: a multidisciplinary and participatory approach »** récemment soumise à *Journal of Environmental Management* [1]. La démarche générale est similaire à la précédente (approche ❸), bien que l'objectif ici soit la restauration de la qualité de l'eau d'un captage d'eau potable et non de la nappe. On s'intéresse donc ici spécifiquement à la restauration du service de production naturelle d'eau de qualité. L'efficacité du programme d'action est évaluée en fonction de la concentration moyenne en nitrates de l'eau du captage (et non comme précédemment à l'échelle de l'ensemble de la nappe).

Cette ACE s'est appuyée sur une participation active d'une douzaine d'acteurs locaux impliqués dans la protection du captage (service d'eau potable, chambre d'agriculture, agriculteurs, DDT, DREAL, conseil départemental, AELB) tout au long de la démarche, par la réalisation d'entretiens, l'organisation de deux ateliers (co-construction de scénarios d'action ; présentation et mise en débat des résultats de l'ACE), ainsi que la collecte et validation des données agro-économiques et des scénarios d'action retenus dans l'évaluation [1].

Les résultats montrent que les actions de reconquête actuelles ne suffiront pas à reconquérir durablement la qualité de l'eau du captage, de même que les scénarios co-construits avec les acteurs locaux (Figure 18a).

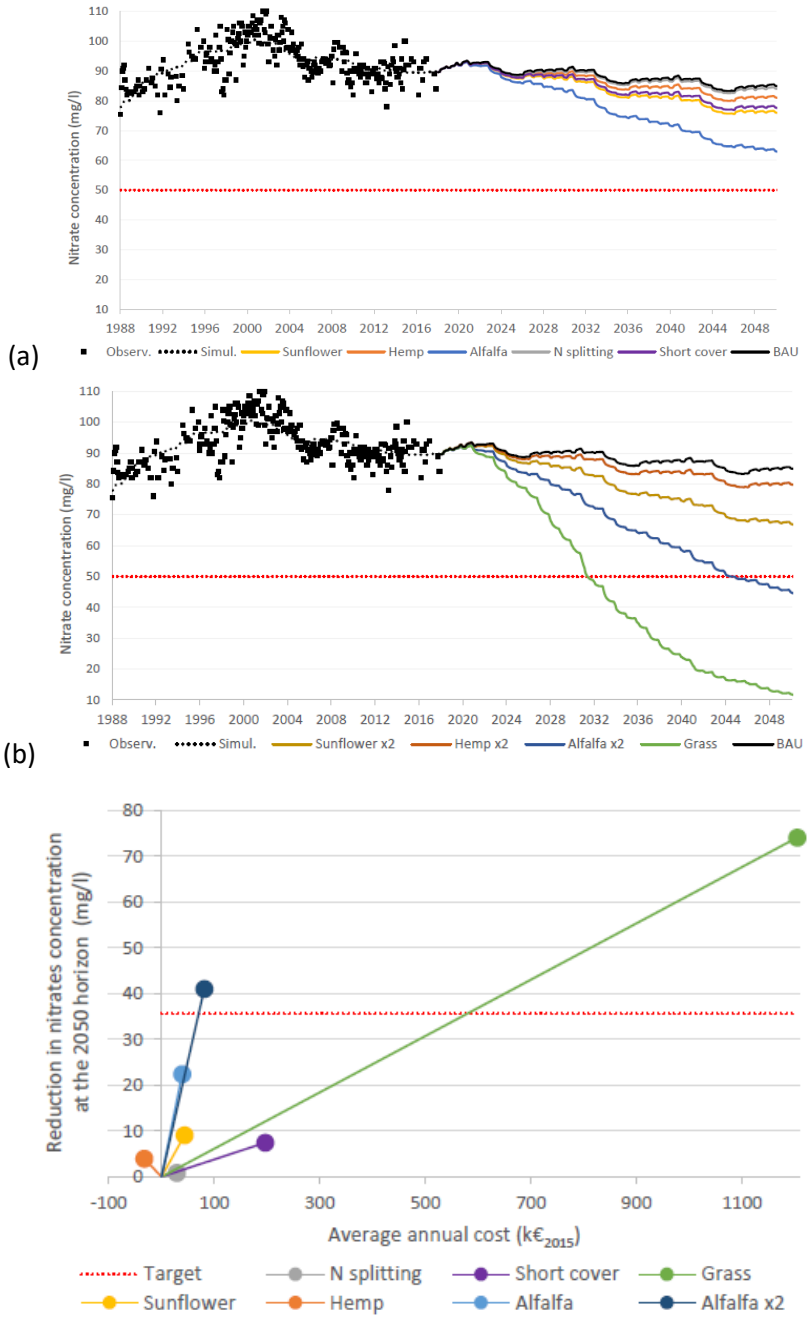


Figure 18. Simulation de l'évolution de la concentration en nitrates pour les scénarios d'action co-construits (a), les scénarios exploratoires (b) ; ACE des scénarios d'action à l'horizon 2050 (c) [1]

La formulation de scénarios d'action plus ambitieux par l'équipe projet, inspirés par les scénarios co-construits, a permis d'identifier que l'introduction de 40 % de luzerne dans la SAU est l'action qui présente le meilleur ratio coût-efficacité, et devrait permettre de reconquérir durablement la qualité de l'eau du captage à partir de 2043 (Figure 18b, c). Deux pistes de mise en œuvre sont envisagées : le développement d'une filière de déshydratation nécessitant l'implantation de la luzerne sur un périmètre important, ou l'implantation de la luzerne (sans filière de déshydratation) ciblée sur les

secteurs où la vulnérabilité de la nappe est la plus forte vis-à-vis des nitrates afin de minimiser les superficies à convertir et le nombre d'exploitations concernées (option la plus coût-efficace). La mise en débat de ces résultats pendant un atelier auprès des acteurs impliqués dans la reconquête de la qualité de l'eau du captage a permis de valider l'intérêt de l'approche pour éclairer la prise de décision, tout en soulignant le fait que le ratio coût-efficacité ne doit pas être le seul critère considéré. Ainsi, cibler l'implantation de la luzerne sur les secteurs les plus vulnérables permettrait d'optimiser les ratios coût-efficacité, mais constituerait un risque important de rupture de la dynamique collective engagée depuis plus de 10 ans sur le territoire, contrairement au projet d'implantation d'une filière de déshydratation qui est l'option privilégiée par les acteurs impliqués.

4.6. Enseignements et perspectives

Les résultats obtenus sur les différents terrains étudiés montrent que les programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines peuvent avoir des implications économiques et des temporalités très différentes, en lien avec les caractéristiques hydrogéologiques (inertie plus ou moins forte des aquifères), les systèmes de production agricole et les choix historiques de protection. Ces résultats apportent un éclairage important pour les acteurs locaux, sur les coûts et les délais nécessaires à la restauration. Ces résultats ne sont pas transférables tels quels sur d'autres territoires. En revanche, la démarche ACE développée (articulant participation, évaluation des coûts et modélisation hydrogéologique) est tout à fait transposable à d'autres sites, quels que soient leur contexte hydrogéologique et les types de pression agricole et leur évolution au cours du temps. Néanmoins, sa mise en œuvre systématique n'est pas envisageable pour des raisons de coûts et de délais. De plus, la mise en œuvre de la démarche nécessite des conditions locales privilégiées : une très bonne connaissance préalable du fonctionnement dynamique et de l'état chimique de la nappe, ainsi qu'une implication importante des acteurs locaux tant dans la collecte des données et la validation des hypothèses de travail, que dans la mise en œuvre de la démarche participative. La réalisation de quelques études de cas, représentatives de la diversité des situations agro-hydrogéologiques rencontrées en France, permettrait cependant de disposer d'études de référence éventuellement extrapolables à d'autres sites similaires, de manière à améliorer la conception et le dimensionnement de programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines. Ce type d'approche est en réflexion dans le cadre de la formulation d'un partenariat de recherche avec le Syndicat Départemental des Eaux de l'Aube (SDDEA), pour éclairer la décision sur le choix des actions de restauration de la qualité des captages à mettre en œuvre à l'échelle du département de l'Aube.

Une démarche articulant trois piliers

Le premier enseignement de ces travaux est que les approches coût-efficacité appliquées à la restauration de la qualité des eaux souterraines nécessitent d'articuler trois piliers dans une perspective de temps long: l'évaluation des coûts, l'évaluation de l'efficacité basée sur les attributs hydrogéologiques, et la participation des acteurs locaux. L'implication des acteurs locaux dans l'ACE permet d'une part de formuler des hypothèses et des scénarios d'action cohérents et adaptés au territoire (approche de type bottom-up), et d'autre part permet d'avoir un impact cognitif sur les acteurs (Hassendorfer et Ferrand, 2021), en développant une vision et une compréhension commune des enjeux (Rinaudo, Neverre et Rouillard, 2021), de l'inertie du système hydrogéologique, de l'ampleur des changements nécessaires pour restaurer durablement la qualité eaux souterraines et des pistes d'action potentielles pour le territoire [1]. L'implication des acteurs dans la phase de collecte des données permet également de renforcer la confiance et la crédibilité des résultats de l'ACE. Ce sont des éléments cruciaux pour aller au-delà de l'élaboration de scénarios et faciliter la mise en œuvre de programmes de restauration efficaces (Reed et al., 2013).

Vers une intégration dans des approches multicritères délibératives ?

Le second enseignement est lié aux limites des approches coût-efficacité. Comme l'ont souligné les débats lors de l'atelier de mise en débat des résultats auprès des acteurs de l'AAC de Pentvert (4.5), le ratio coût-efficacité des actions de restauration ne peut être le seul critère retenu pour la conception des programmes de restauration. D'autres critères économiques, sociaux et environnementaux peuvent également être importants à considérer sur les territoires étudiés, et conduire à ne pas retenir les actions les plus coût-efficaces. Ces constats ouvrent sur la perspective de coupler les ACE avec des approches multicritères, telles que les évaluations multicritères délibératives (Bryan et Kandulu, 2009 ; Munda, 2004 ; Pelenc et Etxano, 2020 ; Proctor et Drechsler, 2006 ; Straton et al., 2011). L'utilisation de ce type de méthodes sera explorée dans le projet URB'EAU (2020-2023) avec la Métropole Européenne de Lille.

Coûts des trajectoires de restauration et dette écologique

Le troisième enseignement est lié à la portée plus générale de ces travaux d'évaluation des coûts de restauration. Au-delà du dimensionnement de programmes d'actions, les approches coût-efficacité développées fournissent des éléments sur le délai nécessaire à la restauration et sur les coûts associés tout au long de la trajectoire de restauration. Ces évaluations des coûts des trajectoires de restauration peuvent ainsi être utilisées pour estimer la « dette écologique » associée à la dégradation de la qualité des eaux souterraines sur les différents territoires étudiés. J'utilise ici le concept de dette écologique tel que défini par Vanoli (2015) : « La dette écologique est la dette de l'économie envers la nature. Le stock de dette écologique résulte de l'accumulation au cours du temps de coûts écologiques non payés (CENP). Il baisse si, de diverses manières, l'économie restaure des actifs naturels dégradés. […] Les CENP sont les coûts des atteintes aux actifs naturels résultant des activités économiques qui n'ont pas été évitées ni réparées par des coûts internalisés supportés par l'économie. Il s'agit des coûts des atteintes à la nature, non pas de l'ensemble des coûts environnementaux. Les CENP sont supposés estimés, non par la valeur estimée des services d'écosystèmes perdus, mais par les coûts que l'économie aurait dû supporter pour éviter la dégradation des actifs naturels ou qu'elle devrait supporter pour les restaurer ou les compenser par des actifs équivalents. » Le montant de la dette écologique correspond à la « totalité des CENP annuels accumulés depuis le moment à partir duquel les capacités d'absorption des pressions par la nature ont été dépassées ». La dette écologique associée à la dégradation de la qualité des eaux souterraines peut être définie comme la somme des coûts de restauration et des dommages résiduels, pendant la période de temps T où la qualité des eaux souterraines est dégradée :

$$\sum_{T} (\text{Coûts de la reconquête + dommages résiduels}) = \text{dette écologique}$$

Cette évaluation nécessite de conduire une analyse historique et prospective des coûts de la reconquête et des dommages associés à la dégradation, et positionne les évaluations économiques de la reconquête de la qualité des eaux souterraines dans une perspective de soutenabilité forte (Ekins et al., 2003), de la même manière que les approches basées sur le coût du maintien des potentialités écologiques (Levrel et al., 2011, 2014). Les programmes de restauration permettent théoriquement, année après année, d'effacer la dette écologique. Le concept de dette écologique apporte ainsi une nouvelle interprétation des analyses coût-efficacité des programmes de restauration, qui permettent de sélectionner les actions permettant d'effacer la dette écologique au moindre coût.

Bien souvent, les collectivités n'ayant pas conscience du montant de la dette écologique, le couplage d'approches économiques et hydrogéologiques, avec participation des acteurs locaux peut permettre

d'éclairer les gestionnaires des territoires sur la dynamique d'effacement de la dette écologique pour différentes options de restauration de la qualité des ressources en eau. Ainsi par exemple, l'évaluation menée sur l'aire d'alimentation de captage de Pentvert (Sarthe) dans le cadre du projet POLDIF financé par l'AELB a permis d'estimer que la dette écologique associée à la dégradation du service de production naturelle d'eau de qualité a généré des coûts d'environ 400 k€/an sur la période 1993-2017 ; et que les coûts restant à payer pour effacer cette dette sont estimés entre 370 et 410 k€/an (entre 0,35 et 0,39 €/m^3) en moyenne pendant 26 ans (sur la période 2018-2043)[7].

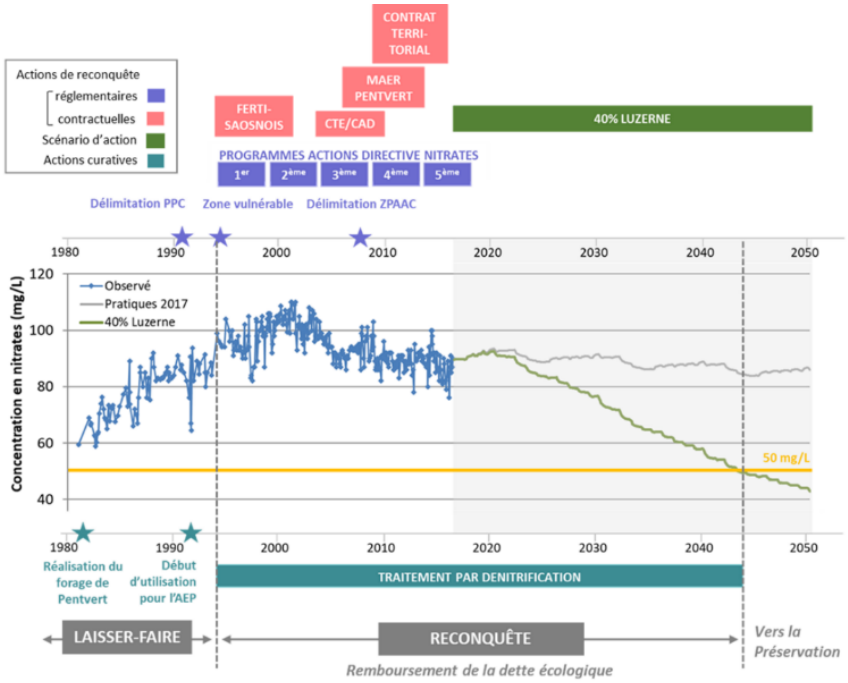


Figure 19. Historique des actions mises en œuvre sur l'aire d'alimentation de captage de Pentvert, en lien avec la concentration en nitrates de l'eau du captage [58]

Plus largement, ces résultats questionnent également la place des aquifères dans les travaux en cours sur la comptabilité écologique (Chaire partenariale Comptabilité écologique[8], projet européen MAIA[9]), et ouvrent ainsi sur une perspective de travaux de recherche sur le sujet.

[7] Après une phase de laisser-faire d'une douzaine d'années (1981-1992), une phase de reconquête de la qualité de l'eau du captage a été mise en place, accompagnée d'actions curatives (Figure 19). D'après les résultats de simulation, cette phase durera une cinquantaine d'années (1993-2043), pour laisser ensuite place à une phase de préservation. En d'autres termes, la phase de laisser-faire a généré une « dette écologique » qui a commencé à être payée dès 1993 par la collectivité.

[8] https://www.chaire-comptabilite-ecologique.fr/

[9] Le projet MAIA (Mapping and Assessment for Integrated ecosystem Accounting, https://maiaportal.eu/) est un projet de recherche européen de 4 ans (2019-2023) qui a pour but d'expérimenter des comptes d'écosystèmes et de capital naturel et de les pérenniser dans les systèmes de comptabilité nationaux des pays membres de l'Union Européenne.

5. Les dimensions intra-générationnelle, intergénérationnelle, intrinsèque à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines

Ce chapitre aborde la question de l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines sous le prisme du quatrième principe de l'économie de la soutenabilité : *normative foundation in the idea of justice, between humans of present and future generations as well as between humans and nature*. Il distingue trois types de justice : (i) la justice entre les humains de différentes générations (justice "intergénérationnelle"), (ii) la justice entre les humains de la même génération, en particulier la génération actuelle (justice "intra-générationnelle"), et (iii) la justice entre les humains et la nature (éthique "physiocentrique"). Les travaux présentés dans ce chapitre font principalement référence à trois articles publiés sur cette thématique :

- le chapitre de livre de Hérivaux et Rinaudo "**Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with groundwater valuation"** paru en 2016 [15],
- l'article de Hérivaux et Grémont "**Valuing a diversity of ecosystem services: the way forward to protect strategic groundwater resources for the future?"** paru dans *Ecosystem Services* en 2019 [7],
- l'article de Hérivaux et Le Coënt "**Introducing nature into cities or preserving existing peri-urban ecosystems? Analysis of preferences in a rapidly urbanizing catchment"** publié en 2021 dans *Sustainability* [*2*].

5.1. Introduction

En tant qu'élément du patrimoine commun de la nation, tel que le rappelle la Loi sur l'eau de 1992, les eaux souterraines n'ont ni prix ni valeur économique. Cependant, leur dégradation peut générer des coûts pour certains acteurs du fait de la baisse de niveau de certains services associés. De même, la mise en œuvre d'actions de protection génère des dépenses directes pour l'Etat, les collectivités territoriales et les agences de l'eau, ainsi que des coûts d'opportunité dès lors que la protection contrarie certains projets de développement économique ou urbain. Impliquer les acteurs des territoires dans l'évaluation des bénéfices de la protection apparaît dès lors comme un moyen de favoriser la prise de conscience de l'intérêt de protéger les eaux souterraines, et de la diversité des bénéfices associés à la protection (et des acteurs qui en bénéficient). C'est dans cet objectif que j'ai mis en œuvre différentes approches d'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines. Les travaux présentés dans ce chapitre mobilisent ainsi l'évaluation des bénéfices comme un processus de construction de valeurs (Laurans et al., 2001), dans une perspective de welfarisme[10] s'intéressant à mettre en évidence les motivations et les préférences individuelles (Meinard, Dereniowska et Gharbi, 2016 ; Sen, 1979), et ce afin de favoriser la prise de conscience des acteurs à l'échelle des territoires étudiés (Costanza et al., 2017). Ils n'ont pas été conçus spécifiquement pour nourrir des analyses coût-bénéfices (ACB) telles que celles réalisées par les Agences de l'eau en France pour justifier des dérogations à l'atteinte du bon état sur motif de coûts disproportionnés (Feuillette et al., 2016).

Bénéfices liés aux eaux souterraines versus bénéfices des programmes d'action

Traditionnellement, les évaluations de bénéfices associés à la protection des eaux souterraines se sont concentrées sur les bénéfices directement liés aux eaux souterraines. Cette approche évaluative ne

[10] « An ethical stance stipulating that the informational basis of moral judgment – that is, the data that should be used to compare states of affairs in terms of goodness – is utility" (Sen, 1979).

prend cependant pas en compte la diversité des bénéfices associés aux programmes d'action (j'utilise ici le terme de co-bénéfices pour les bénéfices qui ne sont pas directement liés à l'amélioration de l'état des eaux souterraines). Or la mise en œuvre d'un programme d'action de restauration des eaux souterraines aura potentiellement d'autres bénéfices sur le territoire (Abell, 2017) dès lors qu'il consiste à préserver, restaurer ou améliorer la gestion des écosystèmes situés dans la zone de recharge, voire des effets négatifs (Lyytimäki, 2015 ; Schaubroeck, 2017) (Figure 20). De plus, ces bénéfices seront différents selon les programmes d'action : s'il s'agit de requalification de friches industrielles ou de changement de pratiques agricoles, les co-bénéfices associés ne seront pas les mêmes. La prise en compte de ces co-bénéfices et effets négatifs est importante dès lors que l'on s'intéresse aux effets d'un programme d'action sur un territoire et à la dimension de justice intra-générationnelle, afin d'identifier les leviers, mais également les oppositions éventuelles à sa mise en place.

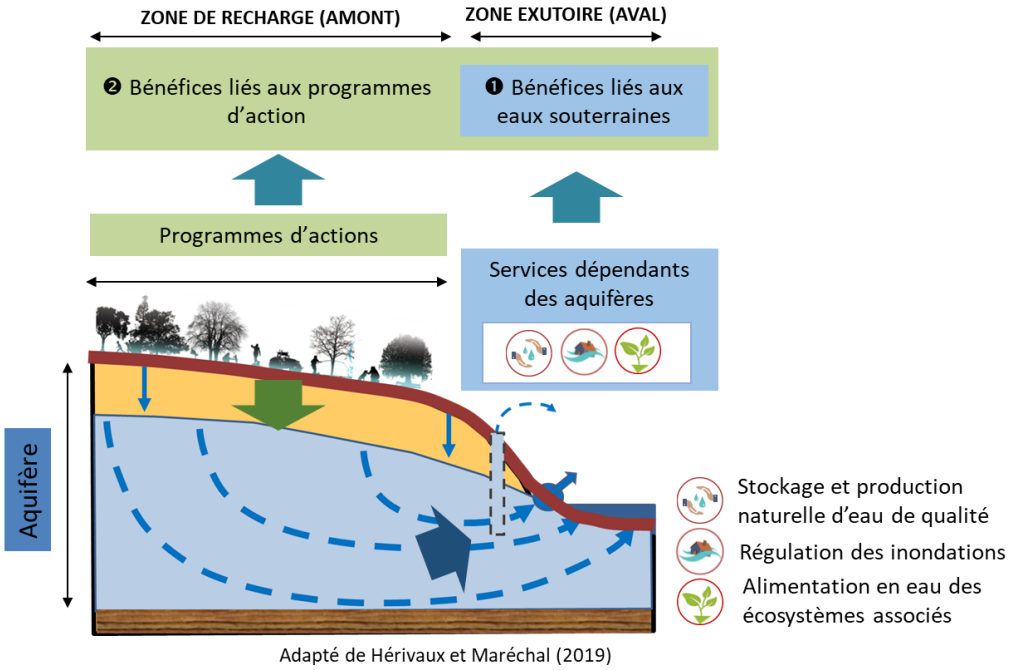


Figure 20. Types de bénéfices associés à la protection des eaux souterraines

Valeurs instrumentales versus préférences individuelles

Deux principaux types de méthodes ont traditionnellement été utilisées pour évaluer les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines [7; 23]:

- Les méthodes basées sur les coûts, telles que la méthode des coûts de remplacement, permettent de capter uniquement des valeurs instrumentales liées à la perte de services rendus (par exemple les coûts de traitement de l'eau). Ce type de méthodes positionne l'analyse dans une perspective d'anthropocentrisme *stricto sensu* (Meinard, Dereniowska et Gharbi, 2016 ; Wenz, 2001) qui ne reflète que les valeurs instrumentales de la nature (et pas les valeurs intrinsèques), si les valeurs obtenues ne sont pas complétées par d'autres types de valeurs (telles que les valeurs de legs ou les valeurs intrinsèques).

- Les méthodes basées sur les préférences déclarées (Johnston et al., 2017) captent également d'autres types de valeurs (valeur intrinsèque, valeur de legs notamment), qui ne sont pas forcément liées à l'utilisation d'un service, et positionnent l'évaluation dans une perspective

d'anthropocentrisme *lato sensu* (Minteer, 2009)[11], qui reconnaît l'existence de valeurs intrinsèques à la nature (Meinard, Dereniowska et Gharbi, 2016).

Cette distinction de types de bénéfices et de valeurs me conduit à distinguer quatre configurations d'évaluation (Figure 21). Mes travaux ont ainsi démarré avec une approche basée sur les coûts pour les usagers, centrée sur les bénéfices liés à un usage des eaux souterraines (❶), puis ont progressivement été enrichis afin d'intégrer progressivement d'autres types de valeurs (❷) ainsi que la diversité des bénéfices (❸) et effets négatifs associés aux programmes d'action avec l'utilisation de méthodes basées sur les préférences déclarées (❹). Ce chapitre résume ces différentes approches et questionne leur positionnement par rapport aux dimensions de justice intra-générationnelle, intergénérationnelle et intrinsèque à la nature, en cohérence avec l'économie de la soutenabilité.

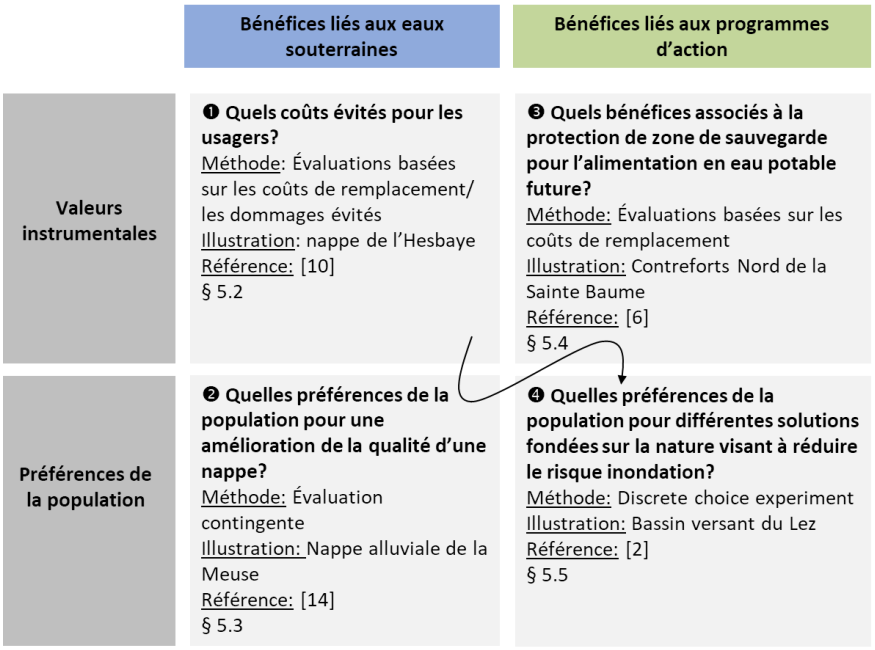


Figure 21. Evolution des types de bénéfices, valeurs et méthodes mobilisées dans mes travaux pour évaluer les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines

5.2. Quels coûts évités pour les usagers ? La méthode des coûts évités

La méthode des coûts évités 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 (Figure 22). Les premières évaluations appliquées aux eaux souterraines ont été menées à partir de la fin des années 1980 aux États-Unis (Abdalla, 1990, 1994 ; Smith et Desvouges, 1986). 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, Amara et Landry, 1999).

[11] An ethical stance according to which "nonhuman nature is valued primarily for its satisfaction of human preferences and/or contribution to broader values and interests »(Minteer, 2009).

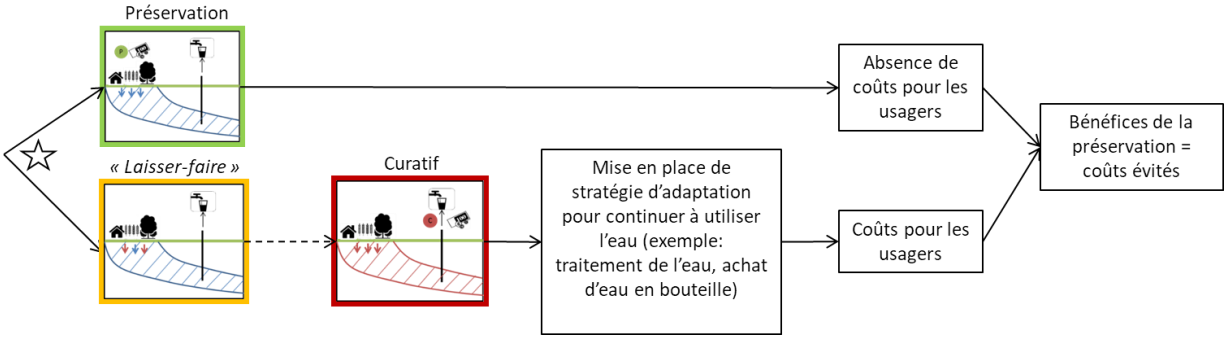


Figure 22. Principe de la méthode des coûts évités [23]

Mon utilisation de la méthode des coûts évités pour les usagers a démarré avec le projet de recherche européen AQUATERRA en 2005 pour évaluer l'impact de l'évolution de la concentration en nitrates dans la nappe de l'Hesbaye (Belgique) sur le secteur eau potable et les usagers [11] en partenariat avec l'Université de Liège. Ces travaux se sont inscrits dans la continuité directe de ceux initiés par mon collègue JD. Rinaudo dans le cas du contrat de nappe d'Alsace (Rinaudo et al., 2005, 2006). Sur la base d'entretiens menés avec les services d'eau potable utilisant l'eau de la nappe et d'une revue bibliographique, j'ai ainsi considéré deux types de coûts fonction de l'évolution de la concentration en nitrates dans chaque point de prélèvement : 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, et les coûts relatifs aux comportements d'évitement des consommateurs d'eau, liés à une perte de confiance dans la qualité de l'eau délivrée au robinet (Figure 23). En couplant cette approche avec le modèle hydrogéologique développé par l'Université de Liège (Figure 15, section 4.3), je montre ainsi qu'en cas de non-protection de la qualité de la nappe de l'Hesbaye, 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.

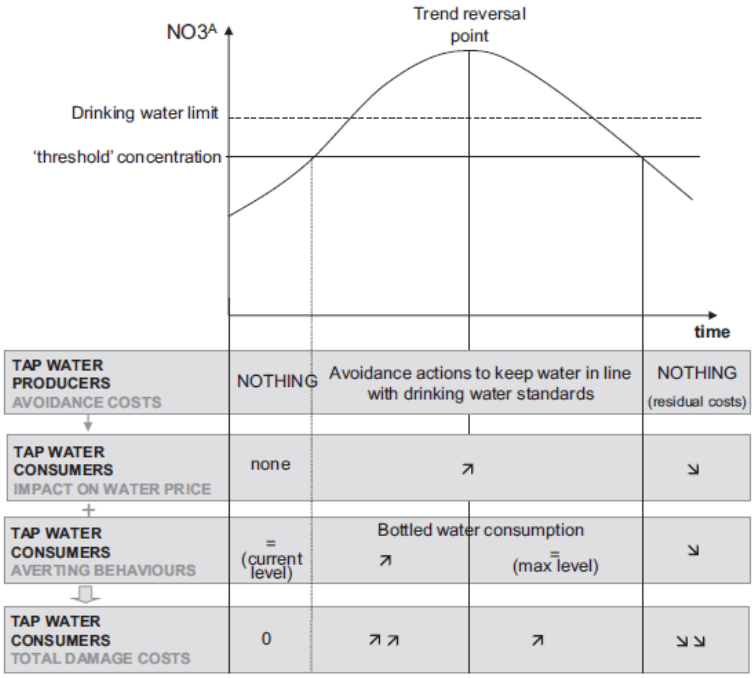


Figure 23. Types de coûts associés à une évolution de la concentration en nitrates de la nappe de l'Hesbaye [11]

De nombreux travaux se sont intéressés aux coûts associés à la dégradation de la qualité des eaux souterraines depuis les années 1980. Ils sont recensés dans l'ouvrage de vulgarisation de la collection *Comprendre pour Agir* de l'OFB que j'ai co-rédigé en 2018 avec J. Gauthey de l'OFB [23]. 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.

Il convient cependant de rester prudent dans l'utilisation de valeurs dites « de référence » 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).

De plus, 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 que la valeur instrumentale 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. Si les autres types de valeurs (valeur intrinsèque, valeur de legs par exemple) ne sont pas considérées, l'évaluation se positionne dans une perspective de soutenabilité faible, et n'intègre la dimension de justice entre les humains et la nature (éthique physiocentrique). De plus, cette méthode n'est pas du tout appropriée pour intégrer la dimension de justice entre les humains de différentes générations (justice intergénérationnelle), par exemple lorsqu'il s'agit d'évaluer les bénéfices de protection de ressources non encore utilisées à l'heure actuelle mais présentant un intérêt pour les générations futures, telles que les zones de sauvegarde (ZS).

5.3. Quelles préférences de la population pour l'amélioration de la qualité d'une nappe non utilisée pour l'alimentation en eau potable ? L'évaluation contingente

L'évaluation contingente fait partie de la famille des méthodes basées sur les préférences déclarées. A la différence de la méthode des coûts évités, cette famille de méthodes permet théoriquement de capter des valeurs qui ne sont pas directement liées à un usage des ressources étudiées, telles que la valeur de legs, la valeur d'altruisme et la valeur intrinsèque. 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 (Edwards, 1988), suite à une prise de conscience de la dégradation de la qualité des eaux souterraines du fait des pollutions diffuses agricoles et industrielles (USEPA, 1991). La majorité des évaluations contingentes étaient alors spécifiquement conçues pour évaluer les bénéfices liés à l'amélioration de la qualité de l'eau pour l'usage eau potable (Caudill et Hoehn, 1992 ; Jordan et Elnagheeb, 1993 ; Lichtenberg et Zimmerman, 1999 ; Poe et Bishop, 1993 ; Powell, Allee et McClintock, 1994 ; Shultz et Lindsay, 1990 ; Sun, Bergstrom et Dorfman, 1992). Quelques études (alors minoritaires) se sont également intéressées aux bénéfices associés aux eaux souterraines de bonne qualité mais non exploitées (Lazo et al., 1992 ; McClelland et al., 1992). En Europe, les évaluations contingentes pour évaluer la valeur économique de la protection des eaux souterraines sont plus récentes, et conçues de manière à saisir un plus large éventail de valeurs. Dans la première étude,

Stenger et Willinger (1998), suivis par Rozan et al. (1997), ont conçu une enquête pour évaluer la "valeur patrimoniale" de l'aquifère de la vallée du Rhin supérieur (Est de la France), en considérant explicitement la dimension intergénérationnelle des eaux souterraines. Leur étude a été conçue pour obtenir le consentement à payer des usagers et des non-usagers des eaux souterraines. A 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), les évaluations contingentes se sont multipliées en Europe pour évaluer les bénéfices liés au bon état des eaux souterraines, principalement dans le cadre de projets de recherche (Brouwer et al., 2006 ; Chegrani, 2009 ; Hasler et al., 2005 ; Martinez-Paz et Perni, 2011 ; Miraldo Ordens et al., 2006 ; Pakalniete, Bouscasse et Strosser, 2006 ; Rinaudo et Aulong, 2014 ; Strosser et Bouscasse, 2006 ; Tentes et Damigos, 2012). Des études similaires ont également été menées en Nouvelle-Zélande (White, Sharp et Kerr, 2001), en Chine (Wei et al., 2007) et au Liban (El Chami, El Moujabber et Scardigno, 2008). L'ouvrage que j'ai co-rédigé avec J. Gauthey (OFB) en 2018 propose une présentation détaillée de l'application de la méthode pour évaluer les bénéfices associés à la protection des eaux souterraines, ses intérêts et principales limites [23].

C'est dans ce contexte que j'ai accompagné mes collègues S. Aulong et JD. Rinaudo en charge de la mise en œuvre d'évaluations contingentes dans le cadre des projets RMCBENEF financé par l'AERMC [74; 76] et AQUAMONEY financé par la Commission Européenne [15], et renforcé mes compétences en économétrie par une formation à l'ENSAE en 2009. La seconde phase du projet FRAC-WECO (2010-11), financé par la politique scientifique fédérale belge, m'a ensuite permis de concevoir et réaliser une évaluation contingente sur la nappe alluviale de la Meuse (Belgique) avec l'Université de Liège, afin d'évaluer le consentement à payer moyen des ménages pour bénéficier d'une amélioration de la qualité de la nappe historiquement polluée par les friches industrielles. Cette collaboration a permis la publication du chapitre de Hérivaux et Rinaudo "**Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with groundwater valuation"** dans *Integrated Groundwater Management* chez Springer en 2016 [15]. La nappe alluviale de la Meuse, située dans le bassin industriel de Liège, a été historiquement dégradée par des pollutions urbaines et industrielles. Elle n'est plus utilisée pour l'alimentation en eau potable, mais uniquement par les activités industrielles. Elle alimente également en eau la Meuse. Le questionnaire d'évaluation contingente visait à évaluer les préférences de la population située à proximité de la nappe concernant les bénéfices associés à la reconquête de sa qualité par la dépollution des friches industrielles d'ici 15 ans. Cette évaluation a donc la particularité de s'intéresser spécifiquement aux valeurs non directement liées à un usage.

L'une des principales difficultés liées à l'application de l'évaluation contingente aux eaux souterraines est que les répondants peuvent avoir une connaissance très limitée de l'actif environnemental qu'on leur demande d'évaluer. En théorie, l'évaluation contingente ne devrait être utilisée que lorsque les répondants disposent de ce que Lazo et al. (1992) appellent " l'information parfaite ", définie comme suit (i) une perception claire de l'actif environnemental qu'ils sont invités à évaluer ; (ii) des produits de substitution existants, le cas échéant ; et (iii) une bonne compréhension de la façon dont les changements du niveau de fourniture du produit les affecteront (par exemple, les avantages individuels du scénario). En cas de connaissance initiale limitée, la méthode d'évaluation contingente peut tout de même être utilisée, à condition que le questionnaire informe les répondants sur tous les aspects de l'actif environnemental évalué (Arrow et al., 1993). Une attention particulière a donc été portée dans la conception du questionnaire, avec une section spécifique dédiée à la description, sous forme de texte et de schémas (par exemple Figure 24), du fonctionnement de la nappe et des bénéfices associés à la reconquête de sa qualité, afin de s'assurer de leur bonne compréhension par les répondants.

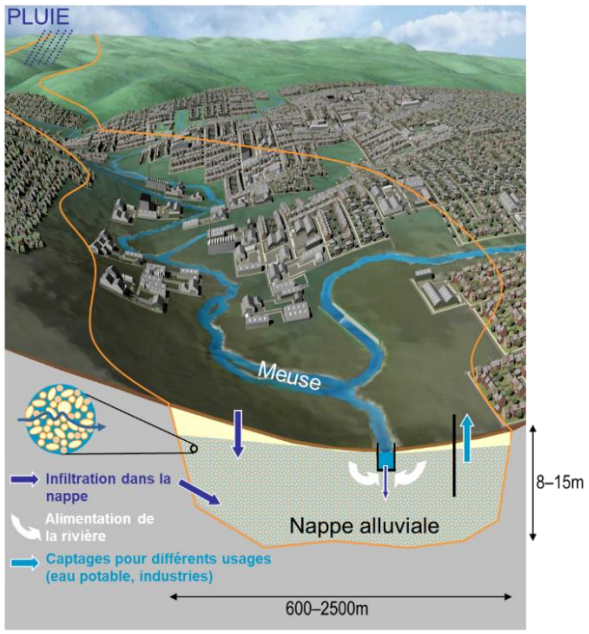


Figure 24. Schéma décrivant le fonctionnement de la nappe alluviale, utilisé dans le questionnaire d'évaluation contingente [23]

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, avec une bonne représentativité en termes de distribution d'âge, de genre, de revenu, de taille du ménage et de localisation géographique. Les résultats montrent qu'avant de participer au questionnaire, les enquêtés étaient relativement peu informés de la dégradation de la qualité de la nappe. Alors que la majorité des répondants (63 %) 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.

Malgré ce faible niveau d'information, 98 % des enquêtés considèrent qu'il est important d'améliorer sa qualité. Deux tiers d'entre eux étaient prêts à contribuer à son amélioration, par une augmentation de la facture d'eau à hauteur de 40 €/ménage/an en moyenne sur une période de 10 ans. 84 % des répondants considèrent que l'information apportée par le questionnaire était suffisante. De plus, le niveau initial de connaissance n'a pas d'influence significative sur les résultats. 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 pour contribuer financièrement (Tableau 2). Les résultats de cette évaluation confirment l'importance de la dimension de justice intergénérationnelle dans les préférences de la population pour la protection des eaux souterraines, en cohérence avec les travaux antérieurs qui avaient mis en évidence des valeurs positives et non liées à un usage des eaux souterraines (Lazo et al., 1992 ; McClelland et al., 1992 ; Poe, Boyle et Bergstrom, 2000 ; Rozan, Stenger et Willinger, 1997).

Toutefois, nos résultats mettent également en évidence le risque d'une forme de biais d'inclusion ou *embedding effect* (Venkatachalam, 2004) liée au fait que les programmes de protection ou de restauration des eaux souterraines peuvent générer un large éventail de bénéfices environnementaux. Dans le cas de la nappe alluviale de la Meuse, les actions proposées (remédiation des friches industrielles) visant à améliorer la qualité de la nappe apporteront en effet d'autres types de bénéfices à la population (aménités paysagères, amélioration de la qualité des sols, réduction de l'insécurité, etc.). Nos résultats montrent que les répondants concernés par un grand nombre de problèmes environnementaux ont une probabilité plus élevée d'accepter de payer, et un montant supérieur de

consentement à payer. Cette possible difficulté pour les répondants d'isoler les bénéfices liés à la nappe des autres bénéfices environnementaux est étroitement liée au « modèle mental » analysé par Schulze et al. (1998) : les répondants peuvent avoir des modèles mentaux différents, souvent fortement ancrés, qui remplacent le modèle mental que le chercheur leur propose d'utiliser. Certaines personnes interrogées accepteront le modèle mental implicite utilisé par le chercheur dans la conception de l'enquête, tandis que d'autres ne l'accepteront pas. Un tel résultat soulève un doute sur l'interprétation des valeurs obtenues, qui pourraient être considérées comme les bénéfices associés aux programmes de remédiation des friches et dépasseraient alors les seuls bénéfices associés à l'amélioration de la qualité de la nappe).

Tableau 2. Motivations des personnes enquêtées acceptant de contribuer financièrement à la reconquête de la qualité de la nappe [15; 23]

Motivations	Motivation citée (N=352)	Principale motivation (N=349)
Vous transmettrez 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 %)

5.4. Quels bénéfices associés à la protection de zones de sauvegarde (ZS) ? Evaluation des services écosystémiques associés aux ZS.

J'ai exploré cette notion de co-bénéfices dans le contexte de la préservation des ressources en eau souterraines pour le futur. Malgré l'importance accordée à la transmission du patrimoine naturel aux générations futures, protéger les eaux souterraines de bonne qualité actuellement non utilisées pour un usage potentiel futur peut rencontrer des difficultés sur les territoires concernés. En effet, dans un contexte de tensions sur le foncier, la protection des eaux souterraines peut s'avérer difficile à justifier auprès des acteurs socio-économiques locaux, puisqu'elle implique des coûts immédiats pour des bénéfices futurs parfois incertains. De plus, les services d'eau ont parfois privilégié des solutions d'ingénierie (traitement de l'eau, interconnexions) dont les effets sont facilement mesurables pour sécuriser l'approvisionnement en eau, plutôt que des programmes de protection des eaux souterraines dont l'efficacité et le délai nécessaire est souvent incertain.

Dans ce contexte, le projet CARAC'O (2013-16) financé par l'AERMC m'a permis de développer une démarche d'évaluation des bénéfices associés à la préservation des zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable (ZS)[12] basée sur l'analyse des services écosystémiques délivrés par les écosystèmes présents sur la ZS, ceux-ci étant compatibles avec un bon état et une préservation de la ressource en eau souterraine. Mon hypothèse de travail consistait alors à considérer que mettre en évidence les co-bénéfices pouvait constituer un levier pour préserver les ZS. De nombreux travaux se

[12] Les ZS recèlent des ressources en eau souterraine de bonne qualité, importantes en quantité (mais parfois pas ou peu utilisées aujourd'hui), et bien situées par rapport aux zones de forte consommation actuelle et future. La préservation des ZS implique de maintenir en l'état une occupation des sols et des activités qui soient compatibles avec le bon état des eaux souterraines.

sont intéressés à l'évaluation des services écosystémiques associés à des changements d'usage des sols, à des programmes de conservation ou aux zones protégées (Bateman et al., 2013 ; Castro et al., 2015 ; Johnson et al., 2016). A l'inverse, les évaluations des services écosystémiques associés à la protection des eaux souterraines restent rares (Aguilar, Obeng et Cai, 2018) et se concentrent principalement sur les services liés à l'eau (Brauman et al., 2007 ; de Groot et al., 2012 ; Keeler et al., 2012 ; Nel et al., 2017 ; Nelson et al., 2015 ; Vlachopoulou et al., 2014 ; Wang, Atallah et Shao, 2017). Abell et al. (2017) sont les premiers à avoir proposé une évaluation économique des co-bénéfices résultant de l'investissement dans la protection de bassin d'alimentation en eau (y compris l'atténuation et l'adaptation au changement climatique, la biodiversité, la santé humaine et le bien-être).

Cette approche a dans un premier temps été testée sur la ZS des contreforts Nord de la Sainte Baume (Var) dans le cadre projet CARAC'O [7; 20; 38; 64; 71], puis sur la ZS de la Source de l'Enragé (Jura) et la ZS des Puits de Chenaz (Ain) dans le cadre du projet EAU & SES (2016-17) financé par le Brgm [32; 33; 36; 61], et sur l'AAC de Plourhan (Côtes d'Armor) avec le projet POLDIF (2017-19) financé par l'AELB [58]. L'évaluation menée sur les Contreforts Nord de la Sainte Baume a fait l'objet de la publication « **Valuing a diversity of ecosystem services: the way forward to protect strategic groundwater resources for the future? »** en 2019 dans *Ecosystem Services* [7]. L'approche est basée sur le concept de services écosystémiques et sur la consultation d'acteurs à l'échelle des territoires. La démarche se décline en trois principales étapes : (i) l'identification des services écosystémiques délivrés par la zone de sauvegarde, sur la base d'entretiens préliminaires avec les acteurs ayant une bonne connaissance du territoire étudié, et la consultation de documentation, (ii) la caractérisation, la quantification biophysique et l'évaluation monétaire des services écosystémiques, sur la base des données collectées localement, (iii) l'organisation d'un atelier de restitution - mise en débat des résultats et d'évaluation du niveau de présence et de l'importance de préserver les SE auprès des acteurs locaux. Les méthodes d'évaluation monétaire mobilisées sont des méthodes basées sur les coûts (prix de marché, coûts de remplacement, coûts évités). L'évaluation menée pendant l'atelier s'appuie sur les approches socio-culturelles développées par Martin-Lopez et al. (2012, 2014)

Les résultats obtenus montrent que le maintien d'écosystèmes compatibles avec le bon état des eaux souterraines peut générer dès aujourd'hui – et garantir sur le long terme – de multiples co-bénéfices environnementaux (au-delà des seuls bénéfices pour les futurs usagers de l'eau potable) dont la valeur économique n'est pas négligeable à l'échelle d'un territoire. A l'échelle du territoire des Contreforts Nord de la Sainte Baume, les bénéfices associés à la préservation d'une sélection de neuf services écosystémiques sont estimés entre 2,6 et 5,1 millions d'euros par an soit entre 350 et 680 €/ha/an (Tableau 3). Les plus gros contributeurs sont les services culturels, qui représentent près des deux tiers des bénéfices estimés. Viennent ensuite les services de régulation qui représentent 27 % des bénéfices estimés, et dont les trois quarts sont imputables à la fixation et au stockage de carbone. Les bénéfices directement liés à la possibilité de produire de l'eau potable à partir de la ZS ne représentent qu'une faible part (7 %) des bénéfices délivrés estimés. Alors que la préservation des ZS non utilisées actuellement pour la production d'eau potable peut être difficile à justifier auprès des acteurs économiques puisqu'elle implique des coûts immédiats pour des bénéfices futurs souvent incertains, ces résultats illustrent que le maintien d'écosystèmes compatibles avec une bonne qualité de l'eau permet de délivrer, dès aujourd'hui, des bénéfices non négligeables à l'échelle d'un territoire, pour toute une diversité de bénéficiaires. En d'autres termes, la protection des ZS pour les générations futures bénéficie également à la génération actuelle, par la diversité des co-bénéfices qu'elle génère. Cette approche permet de lier les dimensions de justice inter- et intra-générationnelle.

Tableau 3. Estimation monétaire de neuf services écosystémiques associés à la préservation de la ZS des Contreforts Nord de la Sainte Baume [7]

Ecosystem services	Economic value (k€/year)		Economic value per hectare (€/ha/year)		Mean contribution (%)
	Min	Max	Min	Max	
Provisioning services	***224***	***414***	***30***	***56***	***8%***
Wood production	103	103	14	14	3%
Agricultural production	120	311	16	42	6%
Regulating services	***486***	***1620***	***66***	***220***	***27%***
Carbon sequestration and storage	274	1038	37	141	17%
Flood protection	3	32	< 1	4	0%
Water cycle regulation	208	551	28	75	10%
Cultural services	***1934***	***3044***	***258***	***406***	***64%***
Hunting	656	744	89	101	18%
Fishing	514	785	66	100	17%
Nature walks and cultural heritage	743	1487	101	201	29%
Speleology	20	28	3	4	1%
Total	**2643**	**5078**	**354**	**682**	**100%**

Les résultats des ateliers confirment que l'identification des services écosystémiques peut contribuer à aider les décideurs et acteurs locaux à prendre conscience de l'intérêt de préserver les ZS (Costanza et al., 2017). Ils confirment également son rôle fédérateur permettant de rassembler des acteurs aux intérêts multiples et de décloisonner les enjeux environnementaux à l'échelle d'un territoire. Les ateliers ont également permis de mettre en évidence des différences entre (a) la connaissance des acteurs locaux des services écosystémiques fournis par la ZS, (b) l'importance qu'ils attachent à leur préservation et (c) la valeur monétaire évaluée (Figure 25).

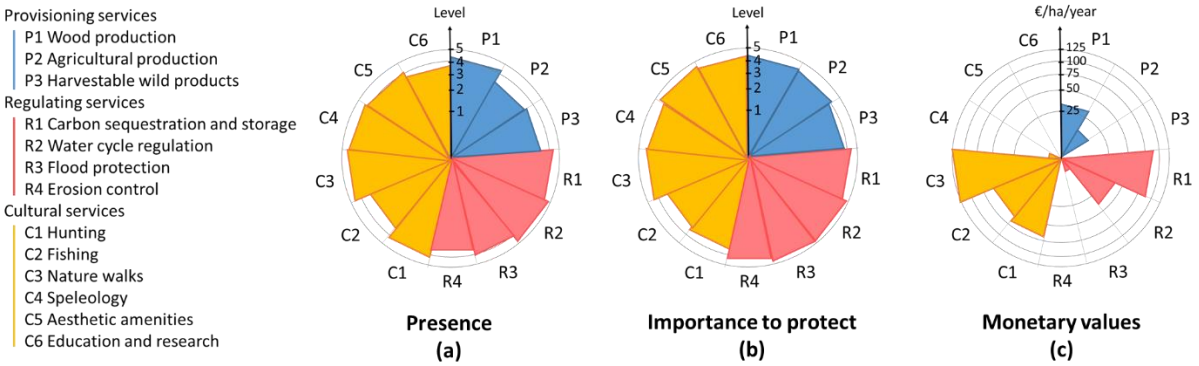


Figure 25. Évaluation (a) du niveau de présence, (b) de l'importance de préserver et (c) des valeurs monétaires de 13 services identifiés sur la ZS des Contreforts Nord de la Sainte-Baume [7]. Note : (a) niveau de présence moyen basé sur les réponses de 22 participants à l'atelier (de 1 : pas du tout à 5 : très présent) ; (b) niveau d'importance moyenne basé sur les réponses de 22 participants à l'atelier (de 1 : pas du tout à 5 : très présent) ; (c) seuls neuf services (sur 13) ont fait l'objet d'une évaluation monétaire ; les valeurs sont représentées sur une échelle différente (0 à 125 €/ha).

Ces différences s'expliquent de plusieurs manières. Tout d'abord, par manque de données, seuls une partie des services initialement identifiés comme importants par les acteurs locaux ont été évalués monétairement. De ce fait, les valeurs de certains services identifiés comme étant très importants par les acteurs (produits de la cueillette, contrôle de l'érosion, aménités paysagères, éducation et recherche) ne sont pas inclus dans l'estimation économique globale. Ces résultats illustrent le constat de Costanza (2020) sur le fait que notre capacité à comprendre, quantifier et évaluer l'ensemble des

SE et le capital naturel est (et sera toujours) limitée. De plus, les participants ont généralement accordé des scores élevés et relativement homogènes aux différents services. Certains services avec une faible valeur monétaire sont ainsi considérés comme très présents sur la zone d'étude et importants à protéger (par exemple, la protection contre les inondations, la spéléologie). De telles différences peuvent être interprétées comme un manque d'information et de sensibilisation. Cela peut également refléter le fait que les parties prenantes ont des difficultés à discriminer les services écosystémiques lorsque les jugements sont basés sur leurs propres perceptions (Kahneman, 2011). Ils rappellent également que l'évaluation monétaire proposée ne capte que les valeurs instrumentales, et ne tient pas compte de certaines préférences socioculturelles très importantes, telles que le bien-être social lié aux valeurs de non-usage telle que la valeur intrinsèque. Cette approche à elle seule n'intègre pas la dimension de justice entre les humains et la nature (éthique physiocentrique). Ces résultats soulignent que l'évaluation monétaire n'est qu'une partie du chemin, et que « *valuation approaches that target single value-types, be it economic, ecological or sociocultural values, can only represent part of the society and its worldviews, interests and preferences*" (Jacobs et al., 2017). En termes de perspectives, ces résultats préconisent d'articuler l'évaluation monétaire avec les méthodes d'évaluation socioculturelle (Martin-Lopez et al., 2012, 2014), afin de mieux connaître les préférences des parties prenantes. Ces travaux ouvrent également sur l'utilisation de processus délibératifs (Lo et Spash, 2013) visant à comprendre, classer et quantifier les bénéfices potentiels des SE pour aider les acteurs à les considérer comme des biens publics qui profitent à l'ensemble du territoire, et conduire à la construction de valeurs partagées (Kenter, 2016).

5.5. Quelles préférences de la population pour différentes solutions fondées sur la nature ? La méthode du choice experiment.

Afin de dépasser les limites liées aux valeurs instrumentales, je me suis ensuite intéressée à l'analyse des préférences de la population pour évaluer des programmes d'action pouvant générer une diversité de bénéfices. Le cas des ZS, qui consiste à préserver des écosystèmes compatibles avec une bonne qualité des eaux souterraines en limitant le développement urbain et industriel, est une forme particulière de solution fondée sur la nature (SFN) pour protéger la qualité de l'eau[13]. La spécificité des SFN, par rapport aux solutions grises, est qu'elles génèrent toute une diversité de services écosystémiques (SE) : la lutte contre le changement climatique par le stockage de carbone, l'amélioration de la qualité de l'air, la réduction des îlots de chaleurs urbains par exemple. Elles peuvent toutefois également générer certains effets négatifs directement liés aux écosystèmes (allergies au pollen, moustiques…) ou aux difficultés de préserver des espaces de nature dans les territoires où la tension sur le foncier est forte. Bien que peu étudiés dans la littérature, certains auteurs suggèrent que ces effets négatifs peuvent avoir plus d'influence que les SE sur le comportement des citoyens envers les écosystèmes (Blanco et al., 2019 ; Zimmermann et al., 2019). Leur évaluation est importante pour la conception des SFN : l'identification et la caractérisation de ces effets négatifs pourraient aider à identifier les individus les plus susceptibles d'être impactés négativement et les stratégies possibles qui peuvent être utilisées pour atténuer les problèmes (Lyytimäki et Sipilä, 2009). Lyytimäki (2015) et Schaubroeck (2017) appellent à une évaluation holistique des SE et des effets négatifs afin de mettre en évidence le bénéfice net des SFN et de permettre une évaluation plus équilibrée des contributions de la nature au bien-être humain. Peu de recherches ont été menées avec cette approche holistique, à l'exception de quelques exemples

[13] L'UICN définit les SFN de la manière suivante : "les actions visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés pour relever directement les défis de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en produisant des bénéfices pour la biodiversité" (UICN, 2018)

d'évaluation socioculturelle (Zimmermann et al., 2019), d'analyse institutionnelle (Kronenberg, 2015) ou d'évaluation monétaire basée sur les coûts (Wu, Chen et Liou, 2020). Enfin, les citoyens peuvent avoir une perception contrastée des SE et des effets négatifs des SFN, ce qui entraîne des préférences hétérogènes pour la mise en œuvre des SFN. Plusieurs études ont montré l'hétérogénéité des préférences des résidents en matière d'infrastructures vertes dans les villes, en analysant l'influence des caractéristiques sociodémographiques et attitudinales des répondants (Collins, Schaafsma et Hudson, 2017 ; Giergiczny et Kronenberg, 2014 ; Glenk et al., 2020). L'hétérogénéité spatiale (c'est-à-dire l'influence du contexte spatial sur les préférences, comme la distance aux espaces verts ou la densité de population) dans les préférences pour les aménités environnementales a également été confirmée par plusieurs études empiriques (De Valck et Rolfe, 2017). Kronenberg (2015) et Lyytimäki (2015) encouragent l'analyse de l'hétérogénéité de la perception des effets négatifs par différents groupes sociaux déterminés par des facteurs tels que le sexe, l'âge, le revenu, le contexte culturel ou le niveau de connaissances.

Dans le cadre du projet de recherche européen NAIAD (2016-20), je me suis intéressée aux préférences de la population pour différentes SFN visant à réduire les risques d'inondation. Après avoir complété mes compétences en économie de l'environnement par un compagnonnage sur la méthode des choix discrets (choice experiment) en 2019, j'ai coordonné la mise en place d'une enquête utilisant cette méthode auprès de 400 résidents du bassin versant du Lez (Hérault), en collaboration avec P. Le Coënt (Brgm). Deux types de SFN visant à favoriser l'infiltration et la rétention des eaux de pluie sont envisagées à l'échelle du bassin versant : (1) la préservation des espaces naturels et agricoles en limitant l'étalement urbain et (2) l'introduction de la nature en ville. Ce travail a fait l'objet de la publication de Hérivaux et Le Coënt "**Introducing nature into cities or preserving existing peri-urban ecosystems? Analysis of preferences in a rapidly urbanizing catchment"** en 2021 dans *Sustainability* [2].

Les questions de recherche abordées sont les suivantes : quels sont les principaux bénéfices et effets négatifs associés par la population aux SFN? La population accorde-t-elle une valeur supplémentaire aux SFN (par rapport aux solutions traditionnelles) pour un même niveau de gestion du risque inondation ? Les préférences sont-elles hétérogènes au sein de la population ? Quels sont les facteurs explicatifs de cette hétérogénéité ? Le questionnaire de choice experiment utilisé est structuré autour de quatre principales sections : (1) la perception du risque inondation et l'importance accordée aux enjeux environnementaux, (2) la perception des SFN proposées tant en termes de bénéfices que d'effets négatifs, (3) les choix de stratégies de gestion du risque inondation dans le futur à l'aide de cartes de choix (Figure 26) et (4) les caractéristiques socio-économiques des répondants. Il combine deux sections d'évaluation socio-culturelles visant à comprendre les perceptions des SE et effets négatifs par la population (sections 1 et 2), avec une section plus classique visant à évaluer les préférences pour différentes stratégies (section 3). Il a été construit en collaboration avec les acteurs clés du bassin du Lez lors de deux ateliers, puis testé auprès de 29 habitants du bassin du Lez en face à face, avant d'être administré en ligne auprès de 400 ménages résidant sur le bassin du Lez.

Les résultats obtenus auprès de ces 400 ménages confirment la diversité de SE et des effets négatifs associés aux SFN (Tableau 4). L'analyse économétrique des réponses a été menée avec deux types de modèles. Le premier modèle (logit multinomial à coefficients aléatoires) montre que les répondants préfèrent, en moyenne, la mise en place de SFN par rapport à la création d'infrastructures grises, avec des niveaux de préférences équivalents pour (i) la préservation des espaces naturels et agricoles, et (ii) l'introduction de la nature en ville. Le deuxième modèle (logit à classes latentes) montre que les préférences pour ces deux types de solutions sont très hétérogènes à l'échelle du bassin versant, avec

une influence significative du revenu, de la localisation des répondants le long d'un gradient urbain-rural et de l'importance accordée aux SE.

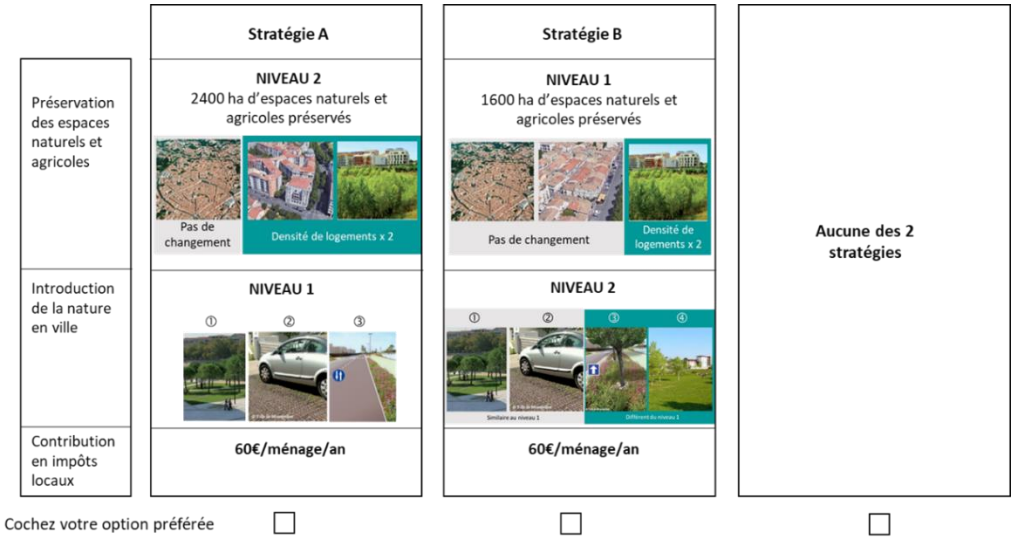


Figure 26. Exemple de carte de choix.

Tableau 4. Perception des SE et des effets négatifs associés aux SFN [2]

		Conservation		GI	
		Level 1	Level 2	Level 1	Level 2
The NBS bring significant benefits [1]		86.3	76.8	94.0	92.3
Average number of significant ES		3.8	3.1	4.1	3.9
Average number of significant co-benefits [2]		3.2	2.6	3.4	3.2
ES perceived as significant [1]					
Regulating	Flood risk reduction	63.3	53.0	69.8	68.5
	Air quality improvement	53.3	44.0	58.3	57.0
	Local temperature regulation	46.0	36.8	53.0	54.0
	Climate change mitigation	55.5	44.8	53.3	52.8
Cultural	Landscape conservation	54.5	45.0	66.3	62.3
	Recreation activities	30.3	27.3	34.5	34.0
Provisioning	Local agriculture and food	27.8	25.0	20.5	19.0
Support	Biodiversity conservation	46.8	37.3	52.8	45.5
The NBS bring significant negative effects [1]		31.8	47.0	18.8	32.8
Average number of negative effects		0.9	1.7	0.4	0.7
Negative effects perceived as significant [1]					
Aesthetic	Landscape deterioration	12.5	22.5	n.a.	n.a.
	Poorly maintained green spaces	n.a.	n.a.	10.3	14.8
Safety	Unsafety	7.0	15.3	3.8	4.3
Health	Mosquitoes, allergens, ...	7.3	11.0	6.0	6.5
Economic	High implementation cost	9.3	18.6	6.0	10.3
	Increase in house prices	10.5	18.0	n.a.	n.a.
Mobility	Traffic and car park problems	14.3	21.8	4.5	18.0
Psychology	Limited space, individualism ...	18.3	31.8	n.a.	n.a.
Socio-cultural	Loss of cultural heritage	4.3	16.0	n.a.	n.a.
	Barrier to village development	3.3	7.0	n.a.	n.a.
Effectiveness	Little effect on flooding	6.0	9.8	2.0	1.8
Sustainability	Low resistance to drought and urban pollution	n.a.	n.a.	7.8	10.3
Average net co-benefits indicator [3]		2.2	0.9	3.0	2.6
In favour of NBS implementation (0 = Not at all favourable, 3 = strongly favourable)		2.2	1.9	2.5	2.4

[1] Percentage of respondents (N = 400). [2] ES excluding flood risk reduction. [3] Number of ES excluding flood risk reduction—number of negative effects. n.a.: not assessed (negative effect not proposed for this type of NBS).

Figure 27. Influence de la localisation le long d'un gradient urbain-rural sur l'appartenance aux cinq classes [2]

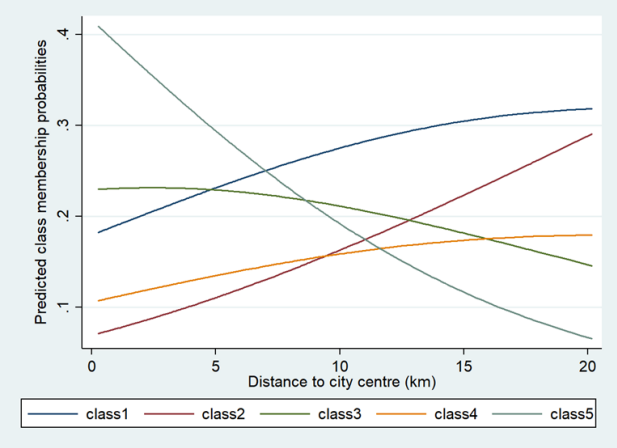


Tableau 5. Résultats du modèle en classes latentes [2]

	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4	Class 5
	"Whatever price"	"GI only"	"Pro-Level 1"	"Conservation only"	"Pro-Level 2"
Class Share	**0.23**	**0.12**	**0.22**	**0.13**	**0.30**
			Utility function		
Payment	−0.006	−0.019 ***	−0.010 ***	−0.038 ***	−0.013 ***
	(0.005)	(0.006)	(0.003)	(0.006)	(0.003)
Conserv_L1	0.699 ***	−0.186	0.583 ***	0.734 ***	0.494 ***
	(0.191)	(0.272)	(0.131)	(0.204)	(0.117)
Conserv_L2	2.330 ***	0.444	0.484 ***	0.624 ***	1.178 ***
	(0.594)	(0.299)	(0.160)	(0.135)	(0.137)
GI_L1	0.372 **	0.933 ***	0.974 ***	−0.099	0.414 ***
	(0.168)	(0.278)	(0.180)	(0.213)	(0.118)
GI_L2	1.414 ***	0.767 **	1.162 ***	0.135	1.322 ***
	(0.447)	(0.335)	(0.178)	(0.240)	(0.164)
BAU	−3.841 ***	0.883 **	−3.244 ***	−3.227 ***	−0.365
	(0.678)	(0.407)	(0.455)	(0.489)	(0.242)
			Class membership model		
AGE	0.009	0.001	−0.020	0.017	REF
	(0.013)	(0.017)	(0.016)	(0.016)	
INCOME	−0.195	−0.980 ***	−0.642 **	−0.835 **	REF
	(0.242)	(0.368)	(0.295)	(0.351)	
DISTANCE	0.124 **	0.166 ***	−0.088 *	0.120 **	REF
	(0.049)	(0.054)	(0.052)	(0.056)	
RECREATION	−0.146	1.265 *	0.677	1.199 *	REF
	(0.810)	(0.788)	(0.793)	(0.696)	
Constant	−1.027	0.562	1.127 *	−1.012	REF
	(0.821)	(0.853)	(0.686)	(0.813)	
Number of observations	7182				
Number of respondents	399				

Standard errors are in parentheses. *, ** and ***: significance at 10%, 5% and 1%.

Ces travaux apportent une contribution originale à la littérature scientifique, en considérant explicitement la perception des co-bénéfices et des effets négatifs associés aux SFN dans l'analyse des préférences de la population, en combinant les approches d'évaluation socioculturelle et monétaire et en analysant l'hétérogénéité des préférences le long d'un gradient urbain-rural. Ils contribuent ainsi à l'intégration de la dimension de justice intra-générationnelle dans les évaluations des préférences.

L'analyse des différences de perception des SE et des effets négatifs permet d'identifier certains leviers pour la mise en œuvre des SFN (par exemple, la qualité de l'air et la régulation de la température) ou, au contraire, d'éventuelles sources d'opposition (par exemple, les questions de mobilité). Ces travaux montrent l'intérêt de combiner les approches d'évaluation monétaire avec les approches d'évaluation socioculturelle, par exemple à travers une section socioculturelle spécifique dans les enquêtes de préférences déclarées (évaluation contingente, expérience de choix).

Les résultats soulignent l'hétérogénéité des préférences pour les SFN à l'échelle du bassin versant le long d'un gradient urbain-rural. Les différences observées selon ce gradient urbain-rural reflètent deux types d'inégalités environnementales potentielles (Berthe, 2016 ; Kronenberg, 2015 ; Laurent, 2020) : (i) les inégalités d'accès à un environnement naturel de qualité (un air pur, des espaces verts de proximité, des températures régulées en période caniculaire…) ; (ii) les inégalités générées par la mise en place de politiques ambitieuses de SFN (la réduction de la place de la voiture en ville résultant de l'introduction d'espaces de nature peut par exemple générer des effets négatifs plus importants sur la mobilité des habitants des zones rurales ou périurbaines ; la densification des centres urbains résultant de la protection des espaces naturels et agricoles peut à l'inverse impacter davantage des habitants urbains…). Ces travaux recommandent une analyse des programmes de SFN à l'échelle du bassin versant (et non à l'échelle de l'aire urbaine), et ce dès leur phase de conception, de manière à étudier les éventuelles inégalités environnementales associées, anticiper des oppositions éventuelles et réfléchir à des mécanismes de compensation.

5.6. Enseignements et perspectives

Ce chapitre souligne les limites des approches classiques des évaluations des bénéfices liés aux eaux souterraines, qui ne captent pas la diversité des implications (positives et négatives) des programmes d'actions. Il montre également l'intérêt des méthodes basées sur les coûts de par la simplicité de leur mise en œuvre, tout en soulignant leurs limites dès lors que les résultats sont utilisés dans une perspective utilitariste pour alimenter une ACB par exemple. En effet, les valeurs obtenues ne captent pas les valeurs intrinsèques à la nature, et reflètent ainsi une perspective de soutenabilité faible. Mes travaux préconisent de combiner systématiquement ces approches avec d'autres types d'évaluations (biophysiques, socio-culturelles) en cohérence avec les travaux sur le pluralisme des valeurs (Jacobs et al., 2017), et de les articuler avec des processus délibératifs permettant la construction de valeurs partagées par les acteurs à l'échelle du territoire (Kenter, 2016).

Ce chapitre illustre également une utilisation des méthodes basées sur les préférences déclarées dans une recherche de cohérence avec les trois dimensions de justice de l'économie de la soutenabilité (intra-générationnelle, intergénérationnelle et intrinsèque). Au-delà de leur capacité à prendre en compte les valeurs intrinsèques à la nature, les résultats de l'évaluation contingente sur la nappe alluviale de la Meuse (5.3) confirment l'importance de la dimension intergénérationnelle dans les préférences de la population pour la protection des eaux souterraines. Le choice experiment réalisé sur le bassin du Lez (5.5) permet de mettre en évidence l'hétérogénéité des préférences de la population pour les SFN le long d'un gradient urbain-rural, contribuant ainsi à la prise en compte de la dimension de la justice intra-générationnelle.

Les résultats mettent en évidence l'intérêt d'analyser les préférences sous le prisme des bénéfices mais aussi des effets négatifs potentiels, et d'intégrer un volet socioculturel dans la conception des enquêtes auprès de la population. Ces travaux recommandent également de prendre en compte l'hétérogénéité des préférences dès la phase de conception des programmes de protection des eaux souterraines afin d'anticiper les inégalités distributives potentielles à l'échelle des territoires, et réfléchir à des mécanismes permettant éventuellement de les compenser. Ces travaux ouvrent sur des perspectives de recherche passionnantes, combinant la justice environnementale et l'évaluation intégrée de programmes de protection des eaux souterraines (Aragão, Jacobs et Cliquet, 2016). Ces perspectives de recherche seront notamment explorées dans le cadre de la thèse CIFRE de G. Farina que je co-encadre ainsi que dans le cadre du projet URB'EAU avec la Métropole de Lille.

6. Conclusion

Ce mémoire a été préparé en vue de l'obtention du doctorat en Sciences Economiques par la Validation des Acquis de l'Expérience. Il présente tout d'abord une synthèse de l'évolution de mon parcours professionnel et scientifique de 2005 à 2021, au travers des différents projets de recherche sur lesquels je me suis impliquée, les publications qui en ont résulté, ainsi que les activités de formation et les principales collaborations scientifiques. Il résume ensuite mes principaux travaux de recherche en économie appliquée à la protection des eaux souterraines en les organisant autour de leurs apports aux quatre principes de l'économie de la soutenabilité : (i) une approche systémique intégrant activités humaines et aquifères, (ii) la prise en compte du temps long, (iii) les approches coût-efficacité appliquées aux programmes de restauration de la qualité des eaux souterraines et (iv) la prise en compte des dimensions inter, intra-générationnelle et intrinsèque à la nature dans l'évaluation des bénéfices associés à la protection des eaux souterraines.

Pour chacun de ces principes, le mémoire décrit les démarches scientifiques que j'ai développées et appliquées sur différents territoires d'étude, les résultats obtenus et les principaux enseignements. En synthèse, ces travaux recommandent :

- La prise en compte des aquifères pour l'évaluation des services liés au cycle de l'eau dans les futurs travaux de conception des politiques publiques environnementales et d'évaluation des services écosystémiques, de manière à favoriser une gestion durable des eaux souterraines, et développer les synergies entre la protection des eaux souterraines et les autres objectifs de politiques environnementales (protection de la biodiversité, lutte contre le changement climatique, aménagement du territoire, …) (chapitre 2).
- L'utilisation d'approches combinant des scénarios narratifs et des cartes d'évolution des usages du sol sur le long terme avec la participation des acteurs locaux pour explorer les évolutions futures possibles de leur territoire et envisager des instruments innovants pour protéger durablement les eaux souterraines et des services dépendant des aquifères (chapitre 3).
- Le couplage d'approches économiques et hydrogéologiques, avec participation des acteurs locaux afin d'éclairer les gestionnaires des territoires sur les options les plus coût-efficaces pour effacer la dette écologique associée à la dégradation de la qualité des ressources en eau souterraine (chapitre 4).
- L'analyse des préférences individuelles sous le prisme des bénéfices mais aussi des effets négatifs potentiels, et la prise en compte de leur hétérogénéité au sein des bassins versants, dès la phase de conception des programmes de protection des eaux souterraines afin d'anticiper les inégalités environnementales potentielles, et réfléchir à des mécanismes permettant éventuellement de les compenser (chapitre 5).

Les perspectives de recherche potentielles sur le long terme sont nombreuses et ont été listées dans le mémoire pour chacun des principes de l'économie de la soutenabilité. Sur le moyen terme (3-5 ans) cependant, mes orientations de recherche seront très liées à mon implication dans les quatre projets de recherche (en cours) suivants :

- Le projet SFN_Gest'ESO (partenariat de recherche avec l'AERMC, 2021-2024, dont j'assure la coordination) : **Des solutions fondées sur la nature pour une gestion durable des eaux souterraines (SFN-ESO) ? Evaluation des effets hydrogéologiques et économiques : retours d'expérience et perspectives de mise en œuvre**. Ce projet intervient dans un contexte où le terme de SFN est encore relativement peu exploré en hydrogéologie, alors que les SFN jouent un rôle potentiellement important dans la gestion durable des eaux souterraines. En effet, la préservation

et/ou la restauration d'écosystèmes dans la zone de recharge peuvent permettre de préserver voire d'améliorer plusieurs services dépendants des aquifères tels que le stockage et la production naturelle d'eau de qualité, l'alimentation en eau des écosystèmes de surface associés, et la régulation des inondations. Plusieurs actions historiquement mises en œuvre sur le bassin RMC peuvent être considérées comme des SFN-ESO, même si elles n'ont pas été jusqu'ici classifiées comme telles. C'est par exemple le cas de de la préservation des espaces naturels et agricoles compatibles avec une bonne qualité de l'eau sur les zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable, c'est également le cas de l'implantation de couverts forestiers ou de prairies extensives sur les aires d'alimentation de captage, des mesures de désimperméabilisation en milieu urbain, de la restauration des conditions d'infiltration des cours d'eau pour la recharge des nappes, ou encore de certains dispositifs de recharge maîtrisée des nappes. Le projet vise à clarifier les SFN et la protection durable des eaux souterraines et des services dépendants des aquifères, fournir des évaluations ex-post du coût, de l'efficacité hydrogéologique, des types de bénéfices et effets négatifs associés à ces solutions par les acteurs à l'échelle de territoires pilotes, et analyser les préférences de la population pour différents scénarios futurs de mise en œuvre de SFN. Il est mené en partenariat avec l'action SFN_Soci'Eau pilotée par l'UMR-GESTE sur l'évaluation des effets socio-politiques des SFN appliquées aux risques liés à l'eau.

- Le projet URB'EAU (convention avec la Métropole Européenne de Lille MEL, 2020-2023, pour lequel d'assure la coordination du volet économie) : **Construction et évaluation de scénarios d'usage du sol permettant la pérennité des champs captants du sud de Lille.** L'objectif global du projet est l'adaptation de développement du territoire sud à la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine. En effet, la préservation des champs captants implique de limiter fortement le développement urbain futur des communes Gardiennes de l'Eau (GDE) situées sur l'AAC *via* le PLUi. Des actions complémentaires visant à garantir la pérennité des champs captants tout en favorisant le développement économique des GDE sont également envisagées par la MEL: densification urbaine, dépollution des friches industrielles, modification des pratiques agricoles et valorisation des espaces naturels. Ce projet vise à co-construire et évaluer différents scénarios de protection des champs captants, en termes de coûts de mise en œuvre, d'efficacité technique (au regard de la protection de la ressource), de bénéfices et d'effets négatifs. Il s'appuiera sur la réalisation d'entretiens et d'ateliers avec les acteurs locaux, ainsi qu'une enquête auprès de la population. Une attention particulière sera portée sur la question de l'impact des scénarios de protection sur inégalités environnementales et l'équité entre les communes (GDE *versus* les autres communes de la MEL).

- Le projet ABRESO (projet de recherche international Belmont[14], 2021-2024): **Abandonment and rebound: Societal views on landscape- and land-use change and their effects on water and soils**. L'objectif principal du projet est de développer une plateforme globale transdisciplinaire pour comprendre les impacts des dynamiques d'occupation du sol, notamment de l'abandon des terres agricoles ou forestières, sur la durabilité des sols et des ressources en eau. Le projet regroupe des équipes des Etats-Unis, de Taiwan, du Japon, d'Italie et de France spécialisées en géosciences et en sciences sociales. En France, le projet sera mis en œuvre sur deux territoires : l'impluvium de la source du Lez (34) et les nappes de Vistrenque (30). Il sera réalisé en collaboration avec le réseau Ozcar (https://www.ozcar-ri.org/). Je serai responsable des activités réalisées sur l'impluvium de la source du Lez, qui mobiliseront une équipe d'économistes et d'hydrogéologues dans une démarche en trois étapes : (1) caractériser les dynamiques d'occupation du sol, notamment l'évolution des friches, et identifier les facteurs économiques, politiques et sociaux qui permettent d'expliquer ces dynamiques ; (2) évaluer l'impact des dynamiques d'occupation du sol sur les ressources en eau souterraine (recharge de la nappe) ; (3) évaluer la perception et les préférences des habitants du territoire vis-à-vis des différents types d'occupation du sol et leur dynamique, en

[14] Financé dans le cadre de l'appel « Towards Sustainability of Soils and Groundwater for Society » lancé par le Belmont Forum en 2020 (https://www.belmontforum.org/cras/#soils2020)

s'appuyant sur l'identification de la diversité des services écosystémiques produits (production agricole, régulation du ruissellement et de l'érosion, biodiversité…) et le développement d'éventuels effets négatifs (risque incendie, pression phytosanitaire…). Ces trois étapes seront réalisées de manière dynamique en analysant les évolutions observées dans le passé sur plusieurs décennies et en se projetant dans le futur à travers l'élaboration participative de scénarios d'occupation du sol. Comprendre l'influence de ces dynamiques est essentiel pour les institutions en charge de la gestion du territoire et du Lez pour pouvoir alimenter les réflexions sur les mesures de gestion à mettre en œuvre dans le futur pour orienter ces dynamiques d'occupation du sol.

- Le co-encadrement de la thèse CIFRE de Georges Farina (2020-2022) : **Evaluation Economique de Solutions Innovantes de Gestion des Eaux Pluviales (SIGEP)**, dont l'objectif est de construire un outil d'aide à la décision publique de localisation des SIGEP à l'échelle de la Métropole de Bordeaux en tenant compte de la distribution spatiale des coûts et des bénéfices et de la nécessité d'optimiser une multiplicité d'objectifs. L'évaluation des bénéfices reposera sur une enquête de type Choice Experiment auprès des habitants, qui permettra d'analyser les préférences pour la mise en place de SIGEP. Une attention particulière sera portée aux méthodes économétriques permettant d'estimer l'hétérogénéité spatiale des préférences. J'interviens dans la thèse en appui à la conception de l'enquête, ainsi que pour l'analyse de l'hétérogénéité spatiale des préférences de la population et la formalisation du paradoxe urbain-environnemental, selon la localisation le long d'un gradient urbain-rural.

Ces quatre projets intègrent les recommandations citées ci-dessus et me permettront plus particulièrement d'explorer les trois axes de recherche suivants :

- L'amélioration de l'évaluation intégrée de scénarios d'évolution des usages du sols (y compris les SFN) en termes de coûts, d'effets sur les eaux souterraines, de services écosystémiques et d'effets négatifs perçus par les acteurs (Blanco et al., 2019 ; Zimmermann et al., 2019), par la combinaison des évaluations monétaires avec d'autres types d'évaluation (biophysiques, socio-culturelles) en cohérence avec les travaux sur le pluralisme des valeurs (Jacobs et al., 2017). Le développement de partenariats avec des équipes de recherche en sciences sociales (UMR-GESTE pour le volet sciences politiques dans le cadre du projet SFN_Gest'ESO ; The Pennsylvania State University pour le volet psychologie environnementale dans le cadre du projet ABRESO) pour l'élaboration de démarches participatives et la conception d'enquêtes contribuera à renforcer cet axe dans les années à venir. Cet axe explorera également le couplage des analyses coût-efficacité avec des approches multicritères, telles que les évaluations multicritères délibératives (Bryan et Kandulu, 2009 ; Munda, 2004 ; Pelenc et Etxano, 2020 ; Proctor et Drechsler, 2006 ; Straton et al., 2011) : dans le cadre du projet URB'EAU principalement.

- L'analyse de l'hétérogénéité spatiale des préférences individuelles (Glenk et al., 2020 ; De Valck et Rolfe, 2017) pour différents scénarios de protection des eaux souterraines, par exemple le long d'un gradient urbain-rural (Laurent, 2020) et à travers la formalisation du paradoxe urbain-environnemental (Bailly et Bourdeau-Lepage, 2011 ; McDonald, 2015), selon lequel les espaces naturels et les bénéfices associés diminuent au profit de l'urbanisation, alors que la demande en espaces naturels et services augmente avec la croissance de la population. Mes travaux s'inscrivent dans la lignée d'une littérature importante avec des applications pour la gestion des forêts (Abildtrup et al., 2013 ; Czajkowski et al., 2017 ; Tu, Abildtrup et Garcia, 2016 ; De Valck et al., 2014), l'amélioration de la qualité de l'eau de rivière (Bateman et al., 2006 ; Brouwer, Martın-Ortega et Berbel, 2010 ; Hampson et al., 2017 ; Jorgensen et al., 2013 ; Meyerhoff, Boeri et Hartje, 2014) et les mesures agro-environnementales (Campbell, Hutchinson et Scarpa, 2009 ; Garrod et al., 2012) par exemple ; mais encore peu développée pour analyser des scénarios de protection des eaux souterraines. Cet axe est au cœur des quatre projets décrits précédemment (SFN_Gest'ESO, URB'EAU, ABRESO, thèse CIFRE).

- L'amélioration de la prise en compte des différentes dimensions de justice sociale et environnementale (Aragão, Jacobs et Cliquet, 2016) dans les évaluations des programmes de protection des eaux souterraines, par le développement d'indicateurs (Liotta et al., 2020 ; Stiglitz, Sen et Fitoussi, 2012), par l'analyse de l'hétérogénéité des préférences individuelles et la mise en place d'approches délibératives (Costanza, 2020). Les inégalités sont souvent centrales en économie pour évaluer la justice d'une situation (Sen, 2009), mais les études se concentrent essentiellement sur l'analyse de trois formes d'inégalités : les inégalités économiques, les inégalités d'éduction et les inégalités de santé, l'environnement étant souvent relégué au second plan (Berthe, 2020). Il existe plusieurs types d'inégalités environnementales (Berthe, 2016): les inégalités dans l'accès à un environnement naturel de qualité (Bullard, 1983), les inégalités dans les conséquences distributives des politiques environnementales (Laurent, 2011), les inégalités d'effort environnemental (Deldrève et Candau, 2014), ou encore la participation inégale des individus et des groupes sociaux lors de la mise en place des politiques environnementales (Laurent, 2011). Mes travaux s'intéresseront à mettre en évidence et analyser ces différents types d'inégalités environnementales ainsi que les *trade-offs* pouvant exister entre elles, mais aussi avec d'autres formes d'inégalités et entre différentes les formes de justice (Baumgärtner et al., 2012). Cet axe sera développé principalement dans le cadre du projet URB'EAU.

L'aventure continue donc ! Mille mercis à Marielle d'avoir accepté de m'accompagner dans cette analyse *ex post* de mon expérience professionnelle et scientifique de 16 années. Le poste d'économiste de l'environnement au Brgm est certes d'une grande richesse de par la diversité des thématiques abordées, des projets et territoires d'étude, mais aussi à fort risque d'éparpillement thématique et scientifique, pas toujours facile à concilier avec un parcours de recherche. Faire le tri dans mes différentes expériences de recherche et analyser la cohérence de l'ensemble relevait du challenge ! Un grand merci également à tous les collègues et amis qui m'ont encouragée à aller au bout de cette démarche et fait comprendre que OUI, s'engager dans une démarche de doctorat à 40 ans, c'est possible ! Tous mes remerciements les plus chaleureux aux collègues, partenaires et acteurs des territoires sans qui la réalisation de ces travaux de recherche n'aurait jamais pu se faire. Enfin, une mention toute particulière pour Olivier et mes deux loulous Léo et Romane pour leur soutien sans faille, et leurs efforts pour me ménager du temps au calme pendant les longues périodes de confinement, de télétravail et … de travaux !

La préparation de ce dossier de doctorat par la VAE a bénéficié d'un financement du Brgm.

7. Références

Abdalla C.W. (**1990**), « Measuring economic losses from groundwater contamination: an investigation of household avoidance costs », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 26, n°3, pp. 451- 463.

Abdalla C.W. (**1994**), « Groundwater Values from Avoidance Cost Studies: Implications for Policy and Future Research », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 76, n°5, pp. 1062- 1067.

Abell R. (**2017**), « Beyond the Source: the environmental, economic ancommunity benefits of source water protection », *The Nature Conservancy*, pp. 245.

Abildtrup J., Garcia S., Bøye S. et Stenger A. (**2013**), « Spatial preference heterogeneity in forest recreation », *Ecological Economics*, vol. 92, pp. 67- 77.

Aguilar F.X., Obeng E.A. et Cai Z. (**2018**), « Water quality improvements elicit consistent willingness-to-pay for the enhancement of forested watershed ecosystem services », *Ecosystem Services*, vol. 30, pp. 158- 171.

Alcamo J. (**2008**), « Chapter Six The SAS Approach: Combining Qualitative and Quantitative Knowledge in Environmental Scenarios », *Developments in Integrated Environmental Assessment*, vol. 2, pp. 123- 150.

Alcon F., De-Miguel M.D. et Martínez-Paz J.M. (**2021**), « Assessment of real and perceived cost-effectiveness to inform agricultural diffuse pollution mitigation policies », *Land Use Policy*, vol. 107, pp. 104561.

Almasri M.N. et Kaluarachchi J.J. (**2005**), « Multi-criteria decision analysis for the optimal management of nitrate contamination of aquifers », *Journal of environmental management*, vol. 74, n°4, pp. 365- 381.

Aragão A., Jacobs S. et Cliquet A. (**2016**), « What's law got to do with it? Why environmental justice is essential to ecosystem service valuation », *Ecosystem Services*, vol. 22, pp. 221- 227.

Arrow K., Solow R., Portney P., Leamer E., Radner R. et Schuman H. (**1993**), « Report of the NOAA panel on contingent valuation », National Oceanic and Atmospheric Administration.

Ashagre B.B., Platts P.J., Njana M., Burgess N.D., Balmford A., Turner R.K. et Schaafsma M. (**2018**), « Integrated modelling for economic valuation of the role of forests and woodlands in drinking water provision to two African cities », *Ecosystem Services*, vol. 32, pp. 50- 61.

Asheim G.B. et Brekke K.A. (**2002**), « Sustainability when capital management has stochastic consequences », *Social Choice and Welfare*, vol. 19, n°4, pp. 921- 940.

Babbitt C., Hall M., Hayden A., Garcia Briones A., Young R. et Brozović N. (**2017**), « Groundwater trading as a tool for implementing California's sustainable groundwater management act. »

Bailly A. et Bourdeau-Lepage L. (**2011**), « Concilier désir de nature et préservation de l'environnement : Vers une urbanisation durable en France », *Geographie Economie Societe*, vol. 13, n°1, pp. 27- 43.

Balana B.B., Vinten A. et Slee B. (**2011**), « A review on cost-effectiveness analysis of agri-environmental measures related to the EU WFD: Key issues, methods, and applications », *Ecological Economics*, vol. 70, n°6, pp. 1021- 1031.

Baran N., Surdyk N. et Auterives C. (**2021**), « Pesticides in groundwater at a national scale (France): Impact of regulations, molecular properties, uses, hydrogeology and climatic conditions », *Science of The Total Environment*, vol. 791, pp. 148137.

Bateman I.J., Day B.H., Georgiou S. et Lake I. (**2006**), « The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP », *Ecological Economics*, vol. 60, n°2, pp. 450- 460.

Bateman I.J., Harwood A.R., Mace G.M., Watson R.T., Abson D.J., Andrews B., Binner A., Crowe A., Day B.H., Dugdale S., Fezzi C., Foden J., Hadley D., Haines-Young R., Hulme M., Kontoleon A., Lovett A.A., Munday P., Pascual U., Paterson J., Perino G., Sen A., Siriwardena G., Soest D. van et Termansen M. (**2013**), « Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom », *Science*, vol. 341, n°6141, pp. 45- 50.

Bauer C. (**1998**), *Against the current: Privatization, water markets, and the state in Chile*, A Dinar et D Zilberman (dir.), Kluwer Academic Publishers, 164 p.

Baumgartner H. (**2015**), « Diversité dans le sous-sol : La faune microscopique des eaux souterraines », *Environnement*, vol. 1, pp. 49- 51.

Baumgärtner S., Glotzbach S., Hoberg N., Quaas M.F. et Stumpf K.H. (**2012**), « Economic Analysis of Trade-Offs Between Justices », *Intergenerational Justice Review*, n°1, pp. 4- 9.

Baumgärtner S. et Quaas M. (**2010a**), « Sustainability economics - General versus specific, and conceptual versus practical », *Ecological Economics*, vol. 69, n°11, pp. 2056- 2059.

Baumgärtner S. et Quaas M. (**2010b**), « What is sustainability economics? », *Ecological Economics*, vol. 69, n°3, pp. 445- 450.

Becker C.U. (**2012**), « Sustainability Ethics », *SSRN Electronic Journal*, vol. 1, n°814, pp. 1- 15.

Berbel J., Martin-Ortega J. et Mesa P. (**2011**), « A cost-effectiveness analysis of water-saving measures for the Water Framework Directive: the case of the Guadalquivir River Basin in southern Spain », *Water Resources Management*, vol. 25, n°2, pp. 623- 640.

Bergh J.C.J.M. van den (**2001**), « Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics », *Regional Environmental Change*, vol. 2, n°1, pp. 13- 23.

Berthe A. (**2016**), *Analyse économique des inégalités environnementales : Fondements normatifs , mesures et application au contexte brésilien*, Thèse de doctorat, UNIVERSITÉ DE BORDEAUX, 348 p.

Berthe A. (**2020**), « Fondements normatifs des inégalités environnementales pour l'analyse économique : définition et enjeux », *Ethique et économique*, vol. 17, n°2, pp. 17- 37.

Blanco J., Dendoncker N., Barnaud C. et Sirami C. (**2019**), « Ecosystem disservices matter : Towards their systematic integration within ecosystem service research and policy », *Ecosystem Services*, vol. 36, pp. 100913.

Boyd T. et Brumley J. (**2004**), « Optimising sustainable use of groundwater: a challenge for science and water markets. », *1st International Conference on Sustainability Engineering and Science, 6-9 July 2004, Auckland, New Zealand*.

Brauman K.A. (**2015**), « Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management », *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, vol. 2, n°4, pp. 345- 358.

Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K. et Mooney H.A. (**2007**), « The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 32, n°1, pp. 67- 98.

Bremer L.L., Auerbach D.A., Goldstein J.H., Vogl A.L., Shemie D., Kroeger T., Nelson J.L., Benítez S.P., Calvache A., Guimarães J., Herron C., Higgins J., Klemz C., León J., Sebastián Lozano J., Moreno P.H., Nuñez F., Veiga F. et Tiepolo G. (**2016**), « One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership », *Ecosystem Services*, vol. 17, pp. 217- 236.

Brouwer R., Hess S., Bevaart M. et Meinardi K. (**2006**), « The socio-economic costs and benefits of environmental groundwater threshold values in the Scheldt basin in the Netherlands. BRIDGE EU funded research project ».

Brouwer R., Martın-Ortega J. et Berbel J. (**2010**), « Spatial Preference Heterogeneity : A Choice Experiment Spatial Preference Heterogeneity : A Choice Experiment », *Land Economics*, vol. 86, n°3, pp. 552- 568.

Bryan B.A. et Kandulu J.M. (**2009**), « Cost-effective alternatives for mitigating Cryptosporidium risk in drinking water and enhancing ecosystem services », *Water Resources Research*, vol. 45, n°8, pp. W08437.

Bullard R.D. (**1983**), « Solid Waste Sites and the Black Houston Community », *Sociological Inquiry*, vol. 53, n°2- 3, pp. 273- 288.

Campbell D., Hutchinson W.G. et Scarpa R. (**2009**), « Using choice experiments to explore the spatial distribution of willingness to pay for rural landscape improvements. », *Environment and Planning A: Economy and Space*, vol. 41, n°1, pp. 97- 111.

Castella J.C., Pheng Kam S., Dinh Quang D., Verburg P.H. et Thai Hoanh C. (**2007**), « Combining top-down and bottom-up modelling approaches of land use/cover change to support public policies: Application to sustainable management of natural resources in northern Vietnam », *Land Use Policy*, vol. 24, n°3, pp. 531- 545.

Castro A.J., Martín-López B., López E., Plieninger T., Alcaraz-Segura D., Vaughn C.C. et Cabello J. (**2015**), « Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain », *Applied Geography*, vol. 60, pp. 1- 9.

Caudill J.D. et Hoehn J.P. (**1992**), « The Economic valuation of groundwater pollution policies: the role of subjective risk perceptions. », n°Staff paper n° 92-11.

Chami D. El, Moujabber M. El et Scardigno A. (**2008**), « The Contingent Valuation Method for the economic assessment of Groundwater: A Lebanese case study », *New Medit*, vol. 7, n°3, pp. 19- 24.

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. Etudes et documents CGDD n°2 ».

Collins R., Schaafsma M. et Hudson M.D. (**2017**), « The value of green walls to urban biodiversity », *Land Use Policy*, vol. 64, pp. 114- 123.

Connell D. (**2015**), « Irrigation, Water Markets and Sustainability in Australia's Murray-darling Basin », *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, vol. 4, pp. 133- 139.

Costanza R. (**2020**), « Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability », *Ecosystem Services*, vol. 43, pp. 101096.

Costanza R., Groot R. de, Braat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S. et Grasso M. (**2017**), « Twenty years of

ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? », *Ecosystem Services*, vol. 28, pp. 1- 16.

Czajkowski M., Budzinski W., Campbell D., Giergiczny M. et Hanley N. (**2017**), « Spatial Heterogeneity of Willingness to Pay for Forest Management », *Environmental and Resource Economics*, vol. 68, pp. 705- 727.

Danielopol D.L., Griebler C., Gunatilaka A. et Notenboom J. (**2003**), « Present state and future prospects for groundwater ecosystems », *Environmental Conservation*, vol. 30, n°2, pp. 104- 130.

Danielopol D.L. et Griebler C. (**2008**), « Changing Paradigms in Groundwater Ecology – from the 'Living Fossils' Tradition to the 'New Groundwater Ecology' », *International Review of Hydrobiology*, vol. 93, n°4- 5, pp. 565- 577.

Dasgupta P. et Heal G. (**1974**), « The Optimal Depletion of Exhaustible Resources », *The Review of Economic Studies*, vol. 41, pp. 3- 28.

Deldrève V. et Candau J. (**2014**), « Produire des inégalités environnementales justes ? », *Sociologie*, vol. 5, n°3, pp. 255- 269.

Dennedy-Frank P.J. (**2019**), « Including the subsurface in ecosystem services », *Nature Sustainability*, vol. 2, n°6, pp. 443- 444.

DesJardins J. (**2005**), *Environmental ethics, 4th edition*, Wadsworth, London.

Easter K.W., Rosegrant M.W. et Dinar A. (**1999**), « Formal and informal markets for water: institutions, performance, and constraints », *The World Bank Research Observer*, vol. 14, n°1, pp. 99- 116.

Edwards S.F. (**1988**), « Option prices for groundwater protection », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 15, n°4, pp. 475- 487.

Ehrlich P.R. et Mooney H.A. (**1983**), « Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. », *BioScience*, vol. 33, n°4, pp. 248- 253.

Ekins P., Simon S., Deutsch L., Folke C. et Groot R. De (**2003**), « A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability », *Ecological Economics*, vol. 44, pp. 165- 185.

Ellis E.C., Pascual U. et Mertz O. (**2019**), « Ecosystem services and nature's contribution to people: negotiating diverse values and trade-offs in land systems », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 38, pp. 86- 94.

Engel S., Pagiola S. et Wunder S. (**2008**), « Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues », *Ecological Economics*, vol. 65, n°4, pp. 663- 674.

Ferreira V., Samora-Arvela A. et Panagopoulos T. (**2016**), « Soil erosion vulnerability under scenarios of climate land-use changes after the development of a large reservoir in a semi-arid area », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 59, n°7, pp. 1238- 1256.

Feuillette S., Levrel H., Boeuf B., Blanquart S., Gorin O., Monaco G., Penisson B. et Robichon S. (**2016**), « The use of cost-benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France », *Environmental Science and Policy*, vol. 57, pp. 79- 85.

Figureau A.G., Montginoul M. et Rinaudo J.D. (**2015**), « Policy instruments for decentralized management of agricultural groundwater abstraction: A participatory evaluation », *Ecological Economics*, vol. 119, pp. 147- 157.

Galaz V. (**2004**), « Stealing from the poor? game theory and the politics of water markets in Chile », *Environmental Politics*, vol. 13:2, n°2, pp. 414- 437.

Garrod G., Ruto E., Willis K. et Powe N. (**2012**), « Heterogeneity of preferences for the bene fi ts of Environmental Stewardship : A latent-class approach », *Ecological Economics*, vol. 76, pp. 104- 111.

GHD, Consulting H. et O'Keefe V. (**2011**), « A framework for managing and developing groundwater trading. Work commissioned by the National Water Commission of the Australian Government ».

Giannoccaro G., Castillo M. et Berbel J. (**2016**), « Factors influencing farmers' willingness to participate in water allocation trading. A case study in southern Spain », *Spanish Journal of Agricultural Research*, vol. 14, n°1, pp. e0101.

Giannoccaro G., Pedraza V. et Berbel J. (**2013**), « Analysis of Stakeholders' Attitudes towards Water Markets in Southern Spain », *Water*, vol. 5, n°4, pp. 1517- 1532.

Giergiczny M. et Kronenberg J. (**2014**), « From valuation to governance: Using choice experiment to value street trees », *Ambio*, vol. 43, n°4, pp. 492- 501.

Glenk K., Johnston R.J., Meyerhoff J. et Sagebiel J. (**2020**), « Spatial dimensions of stated preference valuation in environmental and resource economics : methods , trends and challenges », *Environmental and Resource Economics*, vol. 75, n°2, pp. 215- 242.

Godet M. (**1994**), *From anticipation to action: a handbook of strategic prospective*, Paris, France, UNESCO, 283 p.

Goldman-Benner R.L., Benitez S., Boucher T., Calvache A., Daily G., Kareiva P., Kroeger T. et Ramos A. (**2012**), « Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice », *Oryx*, vol. 46, n°1,

pp. 55- 63.

Graveline N., Rinaudo J.D., Segger V., Lambrecht H., Casper M., Elsass P., Grimm-Strele J., Gudera T., Koller R. et Dijk P. Van (**2007**), « Integrating economic and groundwater models for developing long-term nitrate concentration scenarios in a large aquifer », *Aquifer Systems Management: Darcy's Legacy in a World of Impending Water Shortage. Selected papers on hydrogeology n.10. IAH selected papers*, pp. 483- 495.

Griebler C. et Avramov M. (**2014**), « Groundwater ecosystem services: a review », *Freshwater Science*, vol. 34, n°1, pp. 355- 367.

Griebler C., Malard F. et Lefébure T. (**2014**), « Current developments in groundwater ecology-from biodiversity to ecosystem function and services », *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 27, pp. 159- 167.

Griewald Y., Clemens G., Kamp J., Gladun E., Hölzel N. et Dressler H. von (**2017**), « Developing land use scenarios for stakeholder participation in Russia », *Land Use Policy*, vol. 68, n°March, pp. 264- 276.

Groot R. de, Brander L., Ploeg S. van der, Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., Brink P. ten et Beukering P. van (**2012**), « Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units », *Ecosystem Services*, vol. 1, n°1, pp. 50- 61.

Guswa A.J., Brauman K.A., Brown C., Hamel P., Keeler B.L. et Sayre S.S. (**2014**), « Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making », *Water Resources Research*, vol. 50, n°5, pp. 4535- 4544.

Hamilton S. et Smithson A. (**2010**), « Addressing the challenges of groundwater trading in NSW », *Australian National Groundwater Conference, 31 October - 4 November 2010, National Convention Centre, Canberra*.

Hampson D.I., Ferrini S., Rigby D. et Bateman I.J. (**2017**), « River Water Quality : Who Cares , How Much and Why ? », *Water*, vol. 9, pp. 621.

Hasler B., Lundhede T., Martinsen L., Neye S.T. et Schou J.S. (**2005**), « Economic assessment of the value of drinking water management in Denmark by groundwater protection and purification of polluted groundwater », *Discussion paper for the seminar on environmental services and financing for the protection and sustainable use of ecosystems. Geneve, 10-11 October 2005*, pp. 11.

Hassendorfer E. et Ferrand N. (**2021**), « Évaluer une démarche participative », *Sciences Eaux et Territoires*, vol. 35, pp. 90- 95.

Heinmiller B. (**2007**), « The politics of "Cap and Trade" policies », *Natural Resources Journal*, vol. 47, pp. 445- 467.

Heinz I., Pulido-Velazquez M., Lund J. et Andreu J. (**2007**), « Hydro-economic Modeling in River Basin Management: Implications and Applications for the European Water Framework Directive », *Water Resources Management*, vol. 21, n°7, pp. 1103- 1125.

Herman J.S., Culver D.D. et Salzman J. (**2001**), « Groundwater Ecosystems and the Service of Water Purification.pdf », *Stanford Environmental Law Journal*, vol. 20, pp. 479- 495.

Holley C. et Sinclair D. (**2018**), « Water Markets and Regulation: Implementation, Successes and Limitations », *in* Cameron Holley et Darren Sinclair (dir.), *Reforming Water Law and Governance: From Stagnation to Innovation in Australia*, Singapore, Springer Singapore, pp. 141- 168.

Houet T., Marchadier C., Bretagne G., Moine M.P., Aguejdad R., Viguié V., Bonhomme M., Lemonsu A., Avner P., Hidalgo J. et Masson V. (**2016**), « Combining narratives and modelling approaches to simulate fine scale and long-term urban growth scenarios for climate adaptation », *Environmental Modelling and Software*, vol. 86, pp. 1- 13.

Houet T. et Gourmelon F. (**2014**), « La géoprospective - Apport de la dimension spatiale aux démarches prospectives », *Cybergeo: European Journal of Geography*, vol. 667.

Houet T., Grémont M., Vacquié L., Forget Y., Marriotti A., Puissant A., Bernardie S., Thiery Y., Vandromme R. et Grandjean G. (**2017**), « Downscaling scenarios of future land use and land cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France) », *Regional Environmental Change*, vol. 17, n°8, pp. 2293-2307.

Howe C.W. (**2002**), « Policy issues and institutional impediments in the management of groundwater: lessons from case studies », *Environment and Development Economics*, vol. 7, n°04, pp. 625.

Jacobs S., Martín-López B., Barton D.N., Dunford R., Harrison P.A., Kelemen E., Saarikoski H., Termansen M., García-Llorente M., Gómez-Baggethun E., Kopperoinen L., Luque S., Palomo I., Priess J.A., Rusch G.M., Tenerelli P., Turkelboom F., Demeyer R., Hauck J., Keune H. et Smith R. (**2017**), « The means determine the end – Pursuing integrated valuation in practice », *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 515-528.

Johnson K.A., Dalzell B.J., Donahue M., Gourevitch J., Johnson D.L., Karlovits G.S., Keeler B. et Smith J.T. (**2016**), « Conservation Reserve Program (CRP) lands provide ecosystem service benefits that exceed land rental payment costs », *Ecosystem Services*, vol. 18, pp. 175-185.

Johnston R.J., Boyle K.J., Adamowicz W. (Vic), Bennett J., Brouwer R., Cameron T.A., Hanemann W.M., Hanley N., Ryan M.,

Scarpa R., Tourangeau R. et Vossler C.A. (**2017**), « Contemporary Guidance for Stated Preference Studies », *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 4, n°2, pp. 319-405.

Jordan J.L. et Elnagheeb A.H. (**1993**), « Willingness to pay for improvements in drinking water quality », *Water Resources Research*, vol. 29, n°2, pp. 237-245.

Jorgensen S.L., Bøye S., Ladenburg J., Martinsen L., Roar S. et Hasler B. (**2013**), « Spatially induced disparities in users ' and non-users ' WTP for water quality improvements — Testing the effect of multiple substitutes and distance decay », *Ecological Economics*, vol. 92, pp. 58-66.

Kahneman D. (**2011**), *Thinking fast and slow*, Farrar, St.

Keeler B.L., Polasky S., Brauman K.A., Johnson K.A., Finlay J.C., O'Neill A., Kovacs K. et Dalzell B. (**2012**), « Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, n°45, pp. 18619-18624.

Kenter J.O. (**2016**), « Editorial: Shared, plural and cultural values », *Ecosystem Services*, vol. 21, pp. 175-183.

Kervinio Y. et Vergez A. (**2018**), « Agir face à la complexité des valeurs de la biodiversité – Joindre les approches normative et « coût-efficacité » », *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, vol. 92, n°4, pp. 30.

Kok K., Verburg P.H. et Veldkamp T. (A). (**2007**), « Integrated Assessment of the land system: The future of land use », *Land Use Policy*, vol. 24, n°3, pp. 517-520.

Kronenberg J. (**2015**), « Why not to green a city ? Institutional barriers to preserving urban ecosystem services », *Ecosystem Services*, vol. 12, pp. 218-227.

Kuwayama Y. et Brozović N. (**2013**), « The regulation of a spatially heterogeneous externality: Tradable groundwater permits to protect streams », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 66, n°2, pp. 364-382.

Laurans Y., Bouni C., Courtecuisse A., Dubien I. et Johannes B. (**2001**), « L'évaluation économique de la théorie à la pratique : l'expérience des SDAGE en France », *Nature Sciences Sociétés*, vol. 9, n°2, pp. 17-28.

Laurent E. (**2011**), « Issues in environmental justice within the European Union », *Ecological Economics*, vol. 70, n°11, pp. 1846-1853.

Laurent E. (**2020**), « Soutenabilité des systèmes urbains et inégalités environnementales. Le cas français », *Revue de l'OFCE*, vol. 165, n°1, pp. 145-168.

Laurent E. et Cacheux J. Le (**2015**), *Economie de l'environnement et économie écologique. Les nouveaux chemins de la postérité*, 200 p.

Lawson S., Buckingham A., Hamstead M. et O'Keefe V. (**2010**), « Overcoming impediments to groundwater trading in Australia », *Australian National Groundwater Conference, 31 October - 4 November 2010, National Convention Centre, Canberra*.

Lazo J.K., Schulze W.D., McClelland G.H. et Doyle J.K. (**1992**), « Can Contingent Valuation Measure Nonuse Values? », *American Journal of Agricultural Economics*, n°5, pp. 1126-1132.

Ledoux E., Gomez E., Monget J.M., Viavattene C., Viennot P., Ducharne A., Benoit M., Mignolet C., Schott C. et Mary B. (**2007**), « Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS–MODCOU modelling chain », *Science of the Total Environment*, vol. 375, n°1–3, pp. 33-47.

Levrel H., Hay J., Bas A., Gastineau P. et Pioch S. (**2011**), « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques: deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité », *Natures Sciences Societes*, vol. 20, n°1, pp. 16-29.

Levrel H., Jacob C., Bailly D., Charles M., Guyader O., Aoubid S., Bas A., Cujus A., Frésard M., Girard S., Hay J., Laurans Y., Paillet J.Ô., Pérez Agúndez J.A. et Mongruel R. (**2014**), « The maintenance costs of marine natural capital: A case study from the initial assessment of the Marine Strategy Framework Directive in France », *Marine Policy*, vol. 49, pp. 37-47.

Lichtenberg E. et Zimmerman R. (**1999**), « Farmers' willingness to pay for groundwater protection », *Water Resources Research*, vol. 35, n°3, pp. 833-841.

Liotta C., Kervinio Y., Levrel H. et Tardieu L. (**2020**), « Planning for environmental justice - reducing well-being inequalities through urban greening », *Environmental Science and Policy*, vol. 112, pp. 47-60.

Lo A.Y. et Spash C.L. (**2013**), « Deliberative monetary valuation: in search of a democratic and value plural approach to environmental policy », *Journal of Economic Surveys*, vol. 27, n°4, pp. 768-789.

Lumbroso D.M., Twigger-Ross C., Raffensperger J., Harou J., M S. et Thompson A. (**2014**), « Stakeholders' Responses to the Use of Innovative Water Trading Systems in East Anglia, England. », *Water Resources Management*, vol. 28, pp. 2677–2694.

Lyytimäki J. (**2015**), « Ecosystem disservices: Embrace the catchword », *Ecosystem Services*, vol. 12, pp. 136.

Lyytimäki J. et Sipilä M. (**2009**), « Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management Jari Lyytim a », *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 8, pp. 309-315.

MA (**2005**), « Millenium Ecological Assessment. Millennium Ecosystem and Human Well-being: A framework for Assessment ».

Maeda E.E., Pellikka P.K.E., Siljander M. et Clark B.J.F. (**2010**), « Potential impacts of agricultural expansion and climate change on soil erosion in the Eastern Arc Mountains of Kenya », *Geomorphology*, vol. 123, n°3-4, pp. 279-289.

Maes J., Liquete C., Teller A., Erhard M., Paracchini M.L., Barredo J.I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J.E., Meiner A., Gelabert E.R., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Piroddi C., Egoh B., Degeorges P., Fiorina C., Santos-Martín F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H.M., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil C., San-Miguel-Ayanz J., Pérez-Soba M., Grêt-Regamey A., Lillebø A.I., Malak D.A., Condé S., Moen J., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G. et Lavalle C. (**2016**), « An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020 », *Ecosystem Services*, vol. 17, pp. 14-23.

Mallampalli V.R., Mavrommati G., Thompson J., Duveneck M., Meyer S., Ligmann-Zielinska A., Druschke C.G., Hychka K., Kenney M.A., Kok K. et Borsuk M.E. (**2016**), « Methods for translating narrative scenarios into quantitative assessments of land use change », *Environmental Modelling and Software*, vol. 82, pp. 7-20.

Martin-Lopez B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M. et Montes C. (**2014**), « Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment », *Ecological Indicators*, vol. 37, pp. 220-228.

Martin-Lopez B., Iniesta-arandia I., Garcı M., Palomo I., Martı B., Amo D., Go E., Casado-arzuaga I., Garcı D., Montes C., Onaindia M. et Lo C. (**2012**), « Uncovering ecosystem service bundles through social preferences », *PLoS ONE*, vol. 7, n°6, pp. 1-11.

Martin-Ortega J. (**2012**), « Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive », *Environmental Science & Policy*, vol. 24, pp. 83-91.

Martinez-Paz J.M. et Perni A. (**2011**), « Environmental Cost of Groundwater: A contingent Valuation Approach », *International Journal of Environmental Research*, vol. 5, n°3, pp. 603-612.

McClelland G.H., Schulze W.D., Lazo J.K., Waldman D.M., Doyle J.K., Elliot S.R. et Irwin J.R. (**1992**), « Methods for measuring non-use values: A contingent valuation study of ground water cleanup. Final Report ».

McDonald R.I. (**2015**), « The effectiveness of conservation interventions to overcome the urban–environmental paradox », *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1355, n°1, pp. 1-14.

Meinard Y., Dereniowska M. et Gharbi J.S. (**2016**), « The ethical stakes in monetary valuation methods for conservation purposes », *Biological Conservation*, vol. 199, pp. 67-74.

Meyerhoff J., Boeri M. et Hartje V. (**2014**), « The value of water quality improvements in the region Berlin – Brandenburg as a function of distance and state residency », *Water Resources and Economics*, vol. 5, pp. 49-66.

Minteer B.A. (**2009**), « Anthropocentrism », *in* J.B. Callicott et R. Frodeman (dir.), *Encyclopedia of Environmental Ethics a,d Philosophy*, pp. 58-62.

Miraldo Ordens C., Bertin S., Brouwer R. et 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 ».

Munda G. (**2004**), « Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences », *European Journal of Operational Research*, vol. 158, n°3, pp. 662-677.

Neitsch S., Arnold J., Kiniry J., Williams J. et King K. (**2005**), « Soil and water assessment tool: Theoretical documentation version 2005, Texas, USA ».

Nel J.L., Maitre D.C. Le, Roux D.J., Colvin C., Smith J.S., Smith-Adao L.B., Maherry A. et Sitas N. (**2017**), « Strategic water source areas for urban water security: Making the connection between protecting ecosystems and benefiting from their services », *Protected area services*, vol. 28, pp. 251-259.

Nelson N.M., Loomis J.B., Jakus P.M., Kealy M.J., Stackelburg N. von et Ostermiller J. (**2015**), « Linking ecological data and economics to estimate the total economic value of improving water quality by reducing nutrients », *Ecological Economics*, vol. 118, pp. 1-9.

Norton B.G. (**2005**), *Sustainability. A philosophy of adaptive ecosystem management*, University of Chicago Press, Chicago and London.

NRC (**1997**), « Valuing Groud Water: Economic concepts and approaches ».

OECD (**2015**), « Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities ».

Oteros-Rozas E., Martín-López B., Daw T.M., Bohensky E.L., Butler J.R.A., Hill R., Martin-Ortega J., Quinlan A., Ravera F., Ruiz-Mallén I., Thyresson M., Mistry J., Palomo I., Peterson G.D., Plieninger T., Waylen K.A., Beach D.M., Bohnet I.C., Hamann M., Hanspach J., Hubacek K., Lavorel S. et Vilardy S.P. (**2015**), « Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: Insights and experiences from 23 case studies », *Ecology and Society*, vol. 20, n°4.

Pakalniete K., Bouscasse H. et 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 ».

Pearce D. (**2002**), « An intellectual history of environmental economics », *Annual Review of Energy and the Environment*, vol. 27, pp. 57-81.

Pelenc J. et Etxano I. (**2020**), « Capabilities, Ecosystem Services, and Strong Sustainability through SMCE: The Case of Haren (Belgium) », *Ecological Economics*, vol. 182, n°October 2020.

Peña-Haro S., Llopis-Albert C., Pulido-Velazquez M. et Pulido-Velazquez D. (**2010**), « Fertilizer standards for controlling groundwater nitrate pollution from agriculture: El Salobral-Los Llanos case study, Spain », *Journal of Hydrology*, vol. 392, n°3–4, pp. 174-187.

Poe G.L. et Bishop R.C. (**1993**), « Information, risk perceptions and contingent values for groundwater protection », *in* J C Bergstrom (dir.), *Benefits and costs transfer in natural resource planning*, pp. 27-53.

Poe G.L., Boyle K.J. et Bergstrom J.C. (**2000**), « A meta analysis of contingent values for groundwater quality in the United States », *2000 Annual meeting, July 30-August 2, Tampa, FL*.

Powell J.R., Allee D.J. et McClintock C. (**1994**), « Groundwater Protection Benefits and Local Community Planning: Impact of Contingent Valuation Information », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 76, n°5, pp. 1068-1075.

Proctor W. et Drechsler M. (**2006**), « Deliberative multicriteria evaluation », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 24, n°2, pp. 169-190.

Qiu J., Zipper S.C., Motew M., Booth E.G., Kucharik C.J. et Loheide S.P. (**2019**), « Nonlinear groundwater influence on biophysical indicators of ecosystem services », *Nature Sustainability*, vol. 2, n°6, pp. 475-483.

Rahimova N., Hesseln H. et Silven P. (**2016**), « Factors affecting water market acceptance: A case study of stakeholders in southern Alberta, Canada », *The Canadian Geographer*, vol. 60, pp. 245-258.

Reed M.S., Kenter J., Bonn A., Broad K., Burt T.P., Fazey I.R., Fraser E.D.G., Hubacek K., Nainggolan D., Quinn C.H., Stringer L.C. et Ravera F. (**2013**), « Participatory scenario development for environmental management: A methodological framework illustrated with experience from the UK uplands », *Journal of Environmental Management*, vol. 128, pp. 345-362.

Rey D., Garrido A. et Calatrava J. (**2004**), « The Water markets in Spain: moving towards 21st century mechanisms and approaches with 20th century regulations. », *in* KW Easter et Q Huang (dir.), *Water Markets for the 21st Century: What have we Learned*, Springer Netherlands, pp. 127-147.

Richter A., Sieber A., Siebert J., Miczajka-Rußmann V.L., Zabel J., Ziegler D., Hecker S. et Frigerio D. (**2019**), « Storytelling for narrative approaches in citizen science: Towards a generalized model », *Journal of Science Communication*, vol. 18, n°6, pp. 1-24.

Rinaudo J.D., Arnal C., Blanchin R., Elsass P., Meilhac A. et 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*, vol. 52, n°9, pp. 153-162.

Rinaudo J.D. et Aulong S. (**2014**), « Defining groundwater remediation objectives with cost-benefit analysis: does it work? », *Water Resources Management*, vol. 28, pp. 261-278.

Rinaudo J.D., Elsass P., Arnal C. et Blanchin R. (**2006**), « Evaluation 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 ».

Rinaudo J.D., Maton L., Terrason I., Chazot S., Richard-Ferroudji A. et Caballero Y. (**2013**), « Combining scenario workshops with modeling to assess future irrigation water demands », *Agricultural Water Management*, vol. 130, pp. 103-112.

Rinaudo J.D., Montginoul M., Varanda M. et Bento S. (**2012**), « Envisioning innovative groundwater regulation policies through scenario workshops in France and Portugal », *Irrigation and Drainage*, vol. 61, pp. 65-74.

Rinaudo J. et Garin P. (**2005**), « The benefits of combining lay and expert knowledge for water management planning at the watershed level », *Water Policy*, vol. 7, pp. 279-293.

Rinaudo J., Moreau C. et Garin P. (**2016**), « Social justice and groundwater allocation in agriculture: A French case study », *in Integrated Groundwater Management*, pp. 276-293.

Rinaudo J., Neverre N. et Rouillard J. (**2021**), « Détour par le futur : la prospective comme moyen d'engager les acteurs dans la planification des eaux souterraines », *Sciences Eaux & Terrioires*, vol. 35, pp. 76-83.

Rompaey A. Van, Krasa J. et Dostal T. (**2007**), « Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery », *Land Use Policy*, vol. 24, n°3, pp. 576-583.

Røpke I. (**2005**), « Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s », *Ecological Economics*, vol. 55, n°2, pp. 262-290.

Rounsevell M.D.A., Pedroli B., Erb K.-H., Gramberger M., Busck A.G., Haberl H., Kristensen S., Kuemmerle T., Lavorel S., Lindner M., Lotze-Campen H., Metzger M.J., Murray-Rust D., Popp A., Pérez-Soba M., Reenberg A., Vadineanu A., Verburg P.H. et Wolfslehner B. (**2012**), « Challenges for land system science », *Land Use Policy*, vol. 29, n°4, pp. 899-910.

Royaume du Maroc (**2017**), « Projet de Stratégie Nationale de développement Durable 2030. Rapport final ».

Rozan A., Stenger A. et Willinger M. (**1997**), « Valeur de preservation de la qualite de l'eau souterraine: une comparaison entre usagers et non-usagers », *Cahiers d'economie et sociologie rurales*, n°45, pp. 61-92.

Schaubroeck T. (**2017**), « A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices », *Ecosystem Services*, vol. 26, pp. 95-97.

Schulze W.D., McClelland G.H., Lazo J.K. et Rowe R.D. (**1998**), « Embedding and calibration in measuring non-use values », *Resource and Energy Economics*, vol. 20, n°2, pp. 163-178.

Schumacher E.F. (**1973**), *Small is beautiful: A study of economics as if people mattered*, Random Hou.

Sen A. (**1979**), « Utilitarianism and Welfarism », *The Journal of Philosophy*, vol. 76, n°9, pp. 463-489.

Sen A. (**2009**), *The idea of justice*, Harvard Un.

Shackley S. et Deanwood R. (**2003**), « Constructing social futures for climate-change impacts and response studies: building qualitative and quantitative scenarios with the participation of stakeholders », *Climate Research*, vol. 24, n°1, pp. 71-90.

Shultz S.D. et Lindsay B.E. (**1990**), « The willingness to pay for groundwater protection », *Water Resources Research*, vol. 26, n°9, pp. 1869-1875.

Skurray J.H., Roberts E.J. et Pannell D.J. (**2012**), « Hydrological challenges to groundwater trading: Lessons from south-west Western Australia », *Journal of Hydrology*, vol. 412-413, pp. 256-268.

Smith V.K. et Desvouges W.H. (**1986**), « Averting behavior: Does it exist? », *Economics Letters*, vol. 20, n°3, pp. 291-296.

Sober E. (**1986**), « Philosophical problems for environmentalism », *in The Preservation of Species*, Princeton University Press, pp. 173-194.

Soderbaum (**2008**), *Understanding sustainability economics: towards pluralism in economics.*, 157 p.

Söderbaum P. (**2007**), « Towards Sustainability Economics: Principles and Values », *Journal of Bioeconomics*, vol. 9, n°3, pp. 205-225.

Solow R.M. (**1974**), « Intergenerational Equity and Exhaustible Resources », *The Review of Economic Studies*, vol. 41, pp. 29-45.

Stenger A. et Willinger M. (**1998**), « Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer », *Journal of environmental management*, vol. 53, n°2, pp. 177-193.

Stiglitz J.E., Sen A. et Fitoussi J.-P. (**2012**), « Report by the Commission on the Measurement of Economic Perfomance and Social Progress ».

Straton A.T., Jackson S., Marinoni O., Proctor W. et Woodward E. (**2011**), « Exploring and evaluating scenarios for a river catchment in Northern Australia using scenario development, multi-criteria analysis and a deliberative process as a tool for water planning », *Water resources management*, vol. 25, n°1, pp. 141-164.

Strosser P. et 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 ».

Sun H., Bergstrom J.C. et Dorfman J.H. (**1992**), « Estimating the benefits of groundwater contamination control », *Southern Journal of Agricultural Economics*, vol. 24, pp. 63.

Surdyk N., Gourcy L., Bault V. et Baran N. (**2021**), « Nitrate transport in the chalk vadose zone in Picardy, France », *in* R. P. Farrell, N. Massei, A. E. Foley, P. R. Howlett et L. J. West (dir.), *The Chalk Aquifers of Northern Europe*, Geological Society, London, Special Publications.

Tentes G. et Damigos D. (**2012**), « The Lost Value of Groundwater: The Case of Asopos River Basin in Central Greece », *Water Resources Management*, vol. 26, n°1, pp. 147-164.

Thiery D. (**1995**), « Modélisation 3D du transport de masse avec le logiciel MARTHE version 5.4 ».

Thompson C.L., Supalla R.J., Martin D.L. et McMullen B.P. (**2009**), « Evidence supporting cap and trade as a groundwater

policy option for reducing irrigation consumptive use », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 45, n°6, pp. 1508-1518.

Traoré N., Amara N. et Landry R. (**1999**), « Households' response to groundwater quality degradation: Results from a household survey in Quebec », *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, n°52, pp. 5-22.

Tu G., Abildtrup J. et Garcia S. (**2016**), « Preferences for urban green spaces and peri-urban forests: An analysis of stated residential choices », *Landscape and Urban Planning*, vol. 148, pp. 120-131.

Tuinstra J. et Wensem J. Van (**2014**), « Ecosystem services in sustainable groundwater management », *Science of the Total Environment*, vol. 485-486, pp. 798-803.

UICN (**2018**), *Les solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques et réduire les risques naturels en France*, 48 p.

USEPA (**1991**), « Protecting the Nation's Ground Water: EPA's Strategy for the 1990's. »

USEPA (**1995**), « A Framework for Measuring the Economic Benefits of Ground Water ».

Vacquie L.A., Houet T., Sohl T.L., Reker R. et Sayler K.L. (**2015**), « Modelling regional land change scenarios to assess land abandonment and reforestation dynamics in the Pyrenees (France) », *Journal of Mountain Science*, vol. 12, n°4, pp. 905-920.

Valck J. De et Rolfe J. (**2017**), « Spatial Heterogeneity in Stated Preference Valuation : Status , Challenges and Road Ahead », *International Review of Environmental and Resource Economics*, vol. 11, pp. 355-422.

Valck J. De, Vlaeminck P., Broekx S., Liekens I., Aertsens J., Chen W. et Vranken L. (**2014**), « Landscape and Urban Planning Benefits of clearing forest plantations to restore nature ? Evidence from a discrete choice experiment in Flanders , Belgium », *Landscape and Urban Planning*, vol. 125, pp. 65-75.

Vanoli A. (**2015**), « Comptabilité nationale et prise en compte du patrimoine naturel », *in Nature et richesse des Nations, Collection « La Revue » du Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégation du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*.

Venkatachalam L. (**2004**), « The contingent valuation method: a review », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 24, n°1, pp. 89-124.

Viavattene C. (**2006**), *Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine*, Thèse de doctorat.

Vlachopoulou M., Coughlin D., Forrow D., Kirk S., Logan P. et Voulvoulis N. (**2014**), « The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive », *Science of The Total Environment*, vol. 470–471, n°0, pp. 684-694.

Wang Y., Atallah S. et Shao G. (**2017**), « Spatially explicit return on investment to private forest conservation for water purification in Indiana, USA », *Ecosystem Services*, vol. 26, pp. 45-57.

WCED (**1987**), « Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future ».

Wei Y., Davidson B., Chen D., White R., Li B. et Zhang J. (**2007**), « Can Contingent Valuation be Used to Measure the in Situ Value of Groundwater on the North China Plain? », *Water Resources Management*, vol. 21, n°10, pp. 1735-1749.

Wenz P.S. (**2001**), *Environmental Ethics Today*, Oxford University Press.

Westman W.E. (**1977**), « How Much Are Nature's Services Worth? », *Science*, vol. 197, n°4307, pp. 960-964.

Wheeler S., Loch A., Zuo A. et Bjornlund H. (**2014**), « Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray–Darling Basin, Australia », *Journal of Hydrology*, vol. 518, n°PA, pp. 28-41.

Wheeler S.A., Loch A., Crase L., Young M. et Grafton R.Q. (**2017**), « Developing a water market readiness assessment framework », *Journal of Hydrology*, vol. 552, pp. 807-820.

White P.A., Sharp B.M.H. et Kerr G.N. (**2001**), « Economic valuation of the Waimea Plains groundwater system », *Journal of Hydrology(New Zealand)*, vol. 40, n°1, pp. 59-76.

Wiering M., Boezeman D. et Crabbé A. (**2020**), « The Water Framework Directive and Agricultural Diffuse Pollution: Fighting a Running Battle? », *Water* , vol. 12, n°5.

Wu P.I., Chen Y. et Liou J.L. (**2020**), « Housing property along riverbanks in Taipei, Taiwan: a spatial quantile modelling of landscape benefits and flooding losses », *Environment, Development and Sustainability*, pp. 1-35.

Wunder S. (**2005**), « Payments for environmental services: Some nuts and bolts ».

Zare M., Panagopoulos T. et Loures L. (**2017**), « Simulating the impacts of future land use change on soil erosion in the Kasilian watershed, Iran », *Land Use Policy*, vol. 67, n°June 2016, pp. 558-572.

Zhang J. (**2007**), « Barriers to water markets in the Heihe River basin in northwest China », *Agricultural Water Management*, vol. 87, n°1, pp. 32-40.

Zimmermann F., Laura T., Julien B. et Carvalho-ribeiro M. (**2019**), « Perceived ecosystem services (ES) and ecosystem disservices (EDS) from trees : insights from three case studies in Brazil and France », *Landscape Ecology*, vol. 0123456789, pp. 1583-1600.

III – PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Cette section liste l'intégralité de ma production scientifique et technique.

1. Publications

Articles scientifiques

1. Neverre N., Surdyk N., HERIVAUX C., Baran N. (submitted). Restoring groundwater quality at the drinking water catchment scale: a multidisciplinary and participatory approach. Submitted to Journal of Environmental Management on 20/09/2021.
2. HERIVAUX C., Le Coënt P. (2021). Introducing nature into cities or preserving existing peri-urban ecosystems? Analysis of preferences in a rapidly urbanizing catchment. Sustainability 13(2), 587. https://doi.org/10.3390/su13020587
3. Le Coënt P., Graveline N., Altamirano M.A., Arfaoui N., Benitez-Avila C., Biffin T., Calatrava J., Dartee K., Douai A., Gnonlonfin A., HERIVAUX C., Marchal R., Moncoulon D. et Piton G. (2021). Is-it worth investing in NBS aiming at reducing water risks? Insights from the economic assessment of three European case studies. Nature-Based Solutions, 1, 100002. https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100002
4. HERIVAUX C., Vinatier F., Sabir M., Guillot F., Rinaudo JD. (2021). Combining narrative scenarios, local knowledge and land-use change modelling for integrating soil erosion in a global perspective. *Land use policy* 105, 105406. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105406
5. Choukri F., Raclot D., Naimi M., Chikhaoui M., Pedro Nunes J., Huard F., HERIVAUX C., Sabir M., Pépin Y. (2020). Distinct and combined impacts of climate and land-use scenarios on water availability and sediment loads for a water supply reservoir in Northern Morocco. *International Soil and Conservation Research*. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.03.003
6. HERIVAUX C., Rinaudo JD., Montginoul M. (2020). Exploring the potential of groundwater markets in agriculture: results of a participatory evaluation in five French case studies. *Water Economics & Policy*, 6(1). http://dx.doi.org/10.1142/S2382624X19500097
7. HERIVAUX C., Grémont M. (2019). Valuing a diversity of ecosystem services: The way forward to protect strategic groundwater resources for the future? *Ecosystem Services*, 35, 184–193. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.011
8. HERIVAUX C., Rey-Valette H., Rulleau B., Agenais AL., Grisel M., Kuhfuss L., Maton L., Vinchon C. (2018) Benefits of adapting to sea level rise: the importance of ecosystem services in the French Mediterranean sandy coastline. *Regional Environmental Change*, 18 (6): 1815-1828. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1313-y
9. Rey-Valette H., Rulleau B., Balouin Y. et HERIVAUX C. (2016). « Enjeux, valeurs des plages et adaptation des territoires littoraux à la submersion marine », *Économie rurale*, 351 : 49-65. https://doi.org/10.4000/economierurale.4812
10. Rulleau B., Rey-Valette H., HERIVAUX C. (2015). Valuing welfare impacts of climate change in coastal areas: a French case study. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58, 482–494. https://doi.org/10.1080/09640568.2013.862492
11. HERIVAUX 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*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.058

12. Jamin P., Dollé F., Chisala B., Orban P., Popescu IC., HERIVAUX C., Dassargues A., Brouyère S. (2012). A regional flux-based risk assessment approach for multiple contaminated sites on groundwater bodies. *Journal of Contaminant Hydrology*, 127 (2012) 65–75. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.07.001

Chapitres d'ouvrages scientifiques

13. Le Coënt P., HERIVAUX C., Calatrava J., Marchal R., Moncoulon D., Benitez-Avila C., Altamirano M., Gnonlonfin A., Douai A., Graveline N. (submitted). Economic assessment of Nature-Based Solutions for water-related risks. In: Greening water security: Natural assurance schemes, book series Water security in a new world, Springer.

14. Le Coënt P., Marchal R., HERIVAUX C., Maréchal JC., Ladouche B., Moncoulon D., Farina G., Forey I., Zi-Xiang W., Graveline N. (submitted). Can Nature-Based Solutions address the challenges of an urbanized Mediterranean catchment? The Lez case study. In: Greening water security: Natural assurance schemes, book series Water security in a new world, Springer.

15. HERIVAUX C., Rinaudo JD. (2016). Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with contingent valuation. In: Integrated Groundwater Management, Springer pp. 519-549. http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-23576-9 (open access).

16. Chapman A., Brils J., Ansink E., HERIVAUX C., Strosser P. (2008). Conceptual models in River Basin Management, in Groundwater Science & Policy, Editor: Ph. Quevauviller – Publisher: RSC (WSF). https://doi.org/10.1039/9781847558039-00609

Revues techniques francophones

17. HERIVAUX C, Maréchal JC (2021). Services écosystémiques et solutions fondées sur la nature: quelle place pour les eaux souterraines et pour les hydrogéologues ? *Géologues*, 207 : 76-84.

18. Rey-Valette H., HERIVAUX C., Bazart C., Boulet D. (2019). Les politiques de relocalisation face à la montée du niveau de la mer : perceptions et évaluation des dommages évités. *Les Dossiers d'Agropolis International*, Agropolis international, p. 75. https://www.agropolis.fr/publications/sciences-marines-et-littorales-en-occitanie-dossier-thematique-agropolis-international.php

19. Sabir M., HERIVAUX C., Guillot F., Bouaziz A. (2019). Dynamique agraire et dynamique paysagères dans le bassin versant du Tleta, Rif Occidental (Maroc). *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, Volume 7, numéro 2. https://www.agrimaroc.org/index.php/Actes_IAVH2/article/view/698/842

20. HERIVAUX C., Grémont M., Cadilhac L. (2017). Implications économiques des choix de protection des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable. Hors-Série n°38. *Sciences Eaux & Territoires*. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2017.HS.09

21. HERIVAUX C., Gourcy L., Cadilhac L. (2014). Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? Hors-Série n°14. *Sciences Eaux & Territoires*. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2014.HS.01

22. HERIVAUX C., Rinaudo JD., Nicolai S., Salleron JL. (2006). Evaluer le coût de la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau: éléments de méthode et application au bassin hydrographique Rhin Meuse. *La Houille Blanche*, 4 : 81-87. https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/41/208320/208320_doc.pdf

Ouvrages de vulgarisation

23. HERIVAUX 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 p. http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/1110/1/2018_025.pdf_23471Ko

24. Rinaudo JD., HERIVAUX C. (2016). Quels instruments pour une gestion collective des prélèvements individuels en eau pour l'irrigation ? Agence française pour la biodiversité. Collection Les Rencontres de l'ONEMA. 52 p. http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/950/1/2016_040.pdf_4124Ko

2. Communications à congrès/ conférences

25. HERIVAUX C., Maréchal JC. (2021). Quelle place pour la zone critique dans l'évaluation des services écosystémiques? L'exemple des aquifères. Cinquièmes journées de l'Infrastructure de Recherche OZCAR – De la Zone Critique aux Ecosystèmes, 18-21 janvier 2021.

26. HERIVAUX C., Le Coent P. (2020). Quelles préférences de la population pour la mise en œuvre de solutions fondées sur la nature? Résultats et enseignements du projet Européen NAIAD. Webinaire INRAE « Solutions fondées sur la nature et systèmes hybrides liés à l'eau: Caractérisation et gestion patrimoniale », 16-17/11/2020.

27. HERIVAUX C., Le Coent P. (2020). Preferences for nature-based solutions aiming at reducing flood risks. Results of a Discrete Choice Experiment in the Lez catchment (France). EGU2020: Sharing Geoscience Online, Session NH1.5 Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction, 4 May 2020.

28. Le Coënt P., HERIVAUX C., Calatrava J., Marchal R., Moncoulon D., Benitez-Avila C., Altamirano, M., Gnonlonfin A., Graveline N., Piton G., Daarten K. (2020). Is-it worth investing in NBS aiming at mitigating water risks? Insights from the economic assessment of NAIAD case studies. EGU2020: Sharing Geoscience Online, Session NH1.5 Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction, 4 May 2020.

29. HERIVAUX C., Maréchal JC., Gauthey J., Magand C. (2019). Comment prendre en compte les aquifères dans les démarches d'évaluation des services écosystémiques ? Enseignements issus d'une action AFB-Brgm. Séminaire annuel du programme EFESE, 22 novembre 2019, La Défense, France.

30. HERIVAUX C., Legendre Y. (2019). Implications économiques de trajectoires d'adaptation des territoires littoraux aux risques mouvement de terrain. Application au secteur Pointe-à-Bacchus, Petit Bourg (Guadeloupe). Rencontre SHF – Littoral et changement climatique, 21-22 novembre 2019, Paris, France.

31. HERIVAUX C., Le Coent P. (2019). Preferences for Nature-based solutions aiming at reducing flood risk. Preliminary results of a Discrete Choice Experiment in the Lez catchment. International workshop on flood impacts observation, 5-7th November 2019, Montpellier, France.

32. HERIVAUX C., Cadilhac L. (2019). Implications économiques des choix de protection des eaux souterraines. Journée technique AFB-Brgm "Eaux souterraines, une ressource invisible essentielle face aux enjeux de la politique de l'eau", 18 juin 2019, Paris, France

33. HERIVAUX C. (2019). Quels apports des services écosystémiques pour la protection des ressources en eau souterraine? Journée dédiée à l'adaptation à la sécheresse organisée par la Métropole Européenne de Lille, 12 juin 2019, Lille, France.

34. HERIVAUX C., Vinatier F., Sabir M., Guillot F., Rinaudo JD. (2018). Combining scenario workshops, quantitative approaches and land use change modeling to design plausible future land use scenarios in the Tleta catchment (Morocco). International Conference “Vulnerability of the Mediterranean soils to water erosion: State of knowledge and adaptation strategies in the face of global change”, 20-21 novembre 2018, Rabat, Morocco.

35. HERIVAUX C., Montcoulon D. (2017). Un exemple de problématique future : le Projet Naiad. 8e journée CCR CAT sur les catastrophes naturelles, 8 juin 2017, Paris, France.

36. HERIVAUX, C., Grémont, M. (2017). Implications économiques des choix de protection des eaux souterraines pour l’AEP. Journée AERMC Eau & Connaissance, 5 décembre 2017, Lyon, France.

37. Montginoul M., Figureau AG., Garin P., HERIVAUX C., Morel L., et al. (2016). The pretext of foresight to debate on irrigation groundwater management: lessons from six cases studies in France. 43rd IAH Congress, Sep 2016, Montpellier, France.

38. Grémont M., HERIVAUX C. (2016). Assessing the economic benefits of preserving strategic groundwater resources for present and future generations using the ecosystem services approach. 43rd IAH Congres, Sep 2016, Montpellier, France.

39. Rey-Valette H., HERIVAUX C. (2015). Stratégies d'adaptation et dommages potentiels face à la submersion marine en Languedoc-Roussillon. Colloque CeMEB « Environnement, société et changements climatiques : impacts et scénarisation »., Sep 2015, Montpellier, France.

40. HERIVAUX C., Rinaudo JD., Montginoul M. (2014). Barriers to trade: results from scenario workshops in France. Séminaire Onema « Quels instruments pour une gestion collective des prélèvements individuels agricoles ? », Paris, le 10 février 2014

41. Rey-Valette H., Balouin Y., Bazart C., Bernier Boissard C., Clément V., Delanoë O., Foucher Y., Guérinnel B., HERIVAUX C. et al. (2014). Analyse des solidarités territoriales facilitant l’adaptation à la montée du niveau de la mer. Quelques enseignements issus du projet SOLTER en Languedoc-Roussillon. Colloque « Connaissance et Compréhension des Risques Côtiers : Aléas, Enjeux, Représentations, Gestion », Jul 2014, Brest, France.

42. Gourcy L., HERIVAUX C. (2013). Masse d’eau contaminée par les pollutions diffuses d’origine agricole : est-il possible de reconquérir le bon état ? Où et comment agir au moindre coût ? Journée AERMC Eau & Connaissance « Eaux souterraines », octobre 2013, Lyon, France

43. Cadilhac L., HERIVAUX C., Gourcy L. (2013). Faisabilité de la reconquête du bon état à l'échelle d'une masse d'eau affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : évaluation des délais nécessaires, coûts des mesures et acceptabilité économique. 19èmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues. " Les eaux souterraines : hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et évaluation des ressources. Quoi de neuf ?" Mai 2013, Bordeaux, France.

44. HERIVAUX C., Maton L., Rey-Valette H., Rulleau B., Kuhfuss L., Grisel M., Agenais A-L., Vinchon C. (2012), Valuing the environmental and economic impacts of sea level rise and extreme flooding at the regional scale: an application to the French Mediterranean Coast. Oral communication at 50th ECSA Conference, 3-7 June 2012, Venice, Italy.

45. Vinchon C., Angenais A. L., Berthelier E., Garcin M., Grisel M., HERIVAUX C., Kuhfuss L., Maton L., Meur-Ferec C., Rey-Valette H. et al (2011), Evolution of coastal zone vulnerability to marine inundation in a global change context. Application to Languedoc Roussillon (France). Actes du colloque vulnérabilité des systèmes côtiers au changement global et aux évènements extrêmes, Biarritz, France.

46. Gourcy L., HERIVAUX C., Buscarlet E., Surdyk N., Thiéry D. (2011). Modélisation du transfert des nitrates couplée avec une analyse socio-économique afin de donner les outils pour la gestion des eaux souterraines. Application à la nappe alluviale de la plaine de l'Ain, Actes de Groundwater Conference 2011 - Gestion des ressources en eau souterraine, France.

47. Rey-Valette H., Kuhfuss L., Balouin Y., HERIVAUX C. (2010). Quelles réponses des politiques publiques face à un risque de long terme ? Dans Recueil des actes, Journées "Impacts du changement climatique sur les risques côtiers" - Journées "Impacts du changement climatique sur les risques côtiers", France.

48. HERIVAUX C., Maton L., Agenais A.-L., Caballero Y., Rey-Valette H., Kuhfuss L., Berthelier E. (2010). Evaluation économique des dommages liés à l'élévation du niveau de la mer : démarche générale et application à la région Languedoc-Roussillon, Dans Recueil des actes, Journées "Impacts du changement climatique sur les risques côtiers" - Journées "Impacts du changement climatique sur les risques côtiers", France.

49. Vinchon C., Baron-Yelles N., Berthelier E., HERIVAUX C., Lecacheux S., Meur-Ferec C., Pedreros R., Rey-Valette H. (2010). Set up of a transdisciplinary approach to access vulnerability of the coastal zone to marine inundation at regional and local scale, within a global change context, Conférence Littoral, Royaume-Uni.

50. Le Bechec G., HERIVAUX C., Gourcy L. (2010). La gestion qualitative et quantitative de la ressource en eau sur le territoire du SAGE de la basse vallée de l'Ain, Dans Actes du colloque - Dix-septièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues. " La DCE 10 ans après : une dynamique pour la connaissance et la gestion des eaux souterraines. Avancées techniques et scientifiques ", France.

51. Brouyere S., Orban P., HERIVAUX C. (2009). Modeling the impact of the nitrate contamination on groundwater at the groundwater body scale : The Geer basin case study, Communication à l'AGU Fall Meeting 2009, États-Unis.

52. Rinaudo JD., HERIVAUX C., Graveline N. (2005). La dimension socio-économique de la contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires, in CFAIH - 12ème Journée Technique 24-25/11/2005, Orléans, France.

Organisation de séminaire

53. Pourquoi et comment préserver les eaux souterraines pour leur rôle d'assurance ? Journée technique organisée par l'AFB et le Brgm, Vincennes, 11 décembre 2015. https://professionnels.afbiodiversite.fr/en/node/108

3. Rapports

54. Hellal J., Limasset E., Monfort D., Merly C., Devau N., Le Guern C., Capderrey C., HERIVAUX C., Bataillard P., Le Coent P., Maréchal J-C., Joulian C., Derycke V., Auterives C., Beranger S., Belon R., Bailles A., Vandromme R., Grémont M., Bouzit M. (2020). Le concept des services écosystémiques appliqué aux domaines de compétences du BRGM : Etat des lieux des études réalisées au BRGM et positionnement vis-à-vis des programmes scientifiques. Note de synthèse de l'équipe du projet D3E PSO-Urban SE (2016-2019), BRGM/RP-70122-FR, 37p.

55. Le Coent P., HERIVAUX C., Calatrava J., Marchal R., Moncoulon D., Benitez-Avila C., Altamirano M., Gnonlonfin A., Graveline N. (2020). Economic assessment of NBS: cost of implementation, risk reduction and co-benefits. Chapter 5 of Deliverable 6.4 NAIAD "Nature Insurance value: Assessment and Demonstration" project.

56. Le Coent P., HERIVAUX C., Calatrava J., Marchal R., Moncoulon D., Benitez-Avila C., Altamirano M., Gnonlonfin A., Graveline N. (2019). Synthesis of the NBS economic valuation in the demos. Deliverable 4.5 NAIAD “Nature Insurance value: Assessment and Demonstration” project.

57. HERIVAUX C., Maréchal JC. (2019). Prise en compte des services dépendants des aquifères dans les démarches d’évaluation des services écosystémiques. Rapport final. BRGM/RP-68929-FR, 106p.

58. HERIVAUX C., Neverre N., Grémont M., Surdyk N. (2019). Implications économiques de la reconquête de la qualité (nitrate) des eaux souterraines pour l’alimentation en eau potable. Rapport final. BRGM/RP-69435-FR, 124p.

59. HERIVAUX C., Le Coent P., Gnonlonfin A. (2019). Natural capital and ecosystem services to valuate co-benefits of NBS in water related risk management. Deliverable 4.4 NAIAD “Nature Insurance value: Assessment and Demonstration” project, 86p.

60. HERIVAUX C., Legendre Y. (2019). Evaluation des coûts de stratégies de gestion des risques mouvement de terrain sur un territoire littoral Application au secteur Pointe-à-Bacchus, Petit Bourg (Guadeloupe). Rapport final. BRGM/RP-68928-FR, 60p.

61. HERIVAUX C., Grémont M. (2018). Bénéfices économiques associés à la préservation des zones de sauvegarde pour l’alimentation en eau potable future. Rapport final. BRGM/RP-67847-FR, 84p.

62. Auterives C., Lopez B., Bourgine B., Gourcy L., Devau N., HERIVAUX C., Parmentier M., Joublin F., Renaud C. (2017). Evaluation de la représentativité des réseaux de surveillance DCE de la qualité des eaux souterraines du bassin Artois-Picardie. Rapport final. BRGM/RP-67029-FR, 486p.

63. HERIVAUX C., Rinaudo JD., Graveline N. (2016). Pourquoi et comment préserver les eaux souterraines pour leur rôle d'assurance ? Tour d'horizon de l'expérience française. Rapport final. BRGM/RP-65631-FR, 55 p.

64. HERIVAUX C., Grémont M. (2015). Caractérisation des bénéfices économiques liés à la préservation des eaux souterraines: Le cas des zones de sauvegarde pour l'alimentation en eau potable, BRGM/RP-63859-FR, 236p.

65. HERIVAUX C. (2015). Quel apport des travaux de prospective pour la construction de programmes d’actions de lutte contre les pollutions diffuses des eaux souterraines ? Un bilan de l’existant. BRGM/RP-63084-FR, 128p.

66. Rinaudo JD., Montginoul M., HERIVAUX C., Figureau AG. (2014). Quels instruments pour une gestion collective des prélèvements agricoles individuels en eau souterraine ? Mise en débat de scénarios avec des acteurs du territoire dans 5 départements français. Rapport final, BRGM/RP-63259-FR, 86p.

67. Rinaudo JD., Berbel J., Bouscasse H., Calatrava J., A. Duponteil, Giannocarro G., Garrido A., Figureau AG., HERIVAUX C., Kervarec F., Montginoul M., Raggi M., Rey D., Vernier M., Viaggi D., Zavalloni M. (2014). Water markets scenarios for southern Europe: new solutions for coping with increasing water scarcity and drought risk? Water Cap & Trade project final report, 76p.

68. Grisel M., Lecacheux S., Meur-Ferec C., Maton L., Pedreros R., Rey-Valette H., Serrand M., Garcin M., Vinchon C., HERIVAUX C., Rulleau B. (2013). MISEEVA Méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité de la zone côtière Languedoc-Roussillon face à la submersion marine : Rapport final Elaboration d'indicateurs de vulnérabilité socio-économiques et environnementaux. BRGM/RP-60980-FR, 160 p.

69. HERIVAUX C., Allier D. (2013). LANDSCENE : Développement d'un outil de simulation et de représentation spatio-temporelle de scénarios d'évolution de l'agriculture à long terme. Rapport final. BRGM/RP-61837-FR, 96p.

70. HERIVAUX C. (2013). Appui à la préparation des plans de gestion contre les pollutions diffuses des eaux souterraines : analyse de la diversité des situations agro-hydrogéologiques en France. Rapport final. BRGM/RP-61867-FR, 120p.

71. Grémont M., HERIVAUX C. (2013). Préservation de la qualité des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable : Une revue d'expériences françaises et internationales. Rapport final. BRGM/RP-62245-FR, 73p.

72. HERIVAUX C., Surdyk N., Buscarlet E., Asfirane F., Gourcy L. (2012). Analyse coût-efficacité spatialisée de programmes d'actions visant à restaurer le bon état de la nappe de l'Ain. Rapport final. Rapport BRGM/RP-60624-FR, 86p.

73. HERIVAUX 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 research project, Final report, BRGM/RP-59800-FR, 59p.

74. Aulong S., Maton L., Gorin O., HERIVAUX C. (2011). Evaluation des bénéfices environnementaux liés à l'amélioration de l'état écologique du Giffre aval. Rapport final. BRGM/RP-58821-FR, 104 p.

75. HERIVAUX C., Surdyk N. (2010). Acceptabilité socio-économique de mesures visant à restaurer le bon état de la nappe de l'Ain. Etape 1 : construction de scénarios d'évolution de l'agriculture. Rapport intermédiaire de première année. BRGM/RP-57957-FR, 94 p.

76. Aulong S., HERIVAUX C., Gorin O. (2009). Evaluation des bénéfices environnementaux liés à l'amélioration de l'état écologique de l'Arc aval. BRGM/RP-57913-FR, 116 p.

77. Vinchon C., Meur-Férec C., Balouin Y., Baron-Yelles N., Berthelier E., Garcin M., HERIVAUX C., et al. (2009). Mise en place d'une approche multidisciplinaire pour l'évaluation de la vulnérabilité de la zone côtière à l'aléa submersion, Projet ANR07-VMC-007/MISEEVA. Rapport intermédiaire. BRGM/RP-57246-FR, 143 p.

78. HERIVAUX C., Popescu C., Bernier A. (2008). Economic analysis applied to groundwater degradation due to contaminated sites. Case study advancement report, Deliverable 5.2 of the FRAC-WECO research project. BRGM/RP-56533-FR, 31p.

79. HERIVAUX C. (2008). Socio-economic analysis integrating soil-water system modelling for the Geer catchment (Meuse, Walloon region) – Diffuse nitrate pollution in groundwater. Deliverable I3.8 of the Aquaterra research project, BRGM/RP-56390-FR, 47p.

80. HERIVAUX C., Blanchard F., Matskevitch M. (2008). Design and economic analysis of a programme of measures in Slantsy area, Leningrad Region, Russian Federation. Narva Groudwater management plan project. BRGM/RP-56134-FR, 78p.

81. HERIVAUX C. (2008). Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse. Volume III: Evaluation du coût des mesures de lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole. BRGM/RP-56133-FR, 68p.

82. HERIVAUX C. (2007). Economic analysis applied to groundwater degradation due to contaminated sites: Typology of environmental damage. Deliverable D5.1 of the FRAC-WECO research project. BRGM/RP-56135-FR, 72p.

83. HERIVAUX C., Blanchard F., Rinaudo JD. (2007). Environmental issues in the Slantsy mining area, Leningrad Region, Russian Federation. Narva Groundwater Management Plan project, BRGM/RP-55477-FR, 91p.

84. Brouyère S., HERIVAUX C. (2007). Methodology for integration of process studies and development of a decision support tool. Deliverable D1.2 of the Frac Weco research project, 32p.

85. Hartnor J., Lundquist U., Bronner C., HERIVAUX C., Afflerbach S., Eriksson H. (2007). Cost Benefit Report. Version 1.1. Deliverable number: 30 [3.3.1] of the RISE research project: 40p.

86. Aulong S., Rinaudo JD., HERIVAUX C., Maton L. (2007). Evaluation économique du programme de mesures de la Directive cadre sur l'eau sur le secteur Seine Aval du bassin Seine Normandie. Volume 1 : Méthodologie et chiffrage du coût du programme de mesures, BRGM/RP-55310-FR, 165p.

87. Graveline N., HERIVAUX C., et al. (2007). Progress report on the advancement of the development of the selected case studies (Geer, Kempen, Ebro). Deliverable I3.4 of Aquaterra research project, Brgm: 21.

88. Merly C., Blanchard F., HERIVAUX C., Chapman A. (2007). Key environmental, economic and social issues in sustainable river basin management planning, how they can be used in decision making. Deliverable I3.2 of Aquaterra project, BRGM/RP-55378-FR, 27p.

89. Chapman A., Merly C., Brils J., Ansink E., HERIVAUX C., Bouzit M., Strosser P. (2006). Generic scheme for supporting "high level" decision making to support sustainable river basin management able to integrate science outputs. Deliverable I3.1 of Aquaterra project, 14p.

90. Chapman A., Brils J., Ansink E., HERIVAUX C., Bouzit M., Merly C., Strosser P. (2006). Validation report on conceptual model incorporating results of the stakeholder consultation phase, presenting the natural science and socio-economic factors. Deliverable I2.5 of Aquaterra project, 17p.

91. HERIVAUX C., Bouzit M., Graveline N., Ansink E., Strosser P. (2006). Synthetic report on the economic analysis including a sensitivity analysis for each selected study areas, and the link with the conceptual model, Deliverable I2.4 of Aquaterra project, BRGM/RP-55074-FR, 114p.

92. Chapman, A., HERIVAUX C., et al. (2006). Ebro River Basin report on scenarios of change and feedbacks from stakeholder discussions. Deliverable I2.3c of the Aquaterra project, 35p.

93. Bouzit M., HERIVAUX C., Strosser P. (2005). River basins reports on scenarios of change and feedback from stakeholder discussions collated on the Meuse River Basin. Deliverable I2.3a of Aquaterra project. BRGM/RP-54466-FR, 28p.

94. HERIVAUX C., Loubier S., Bouzit M., Strosser P., Chapman A., Bardos P., Ansink E., Ruijs A., Maring L. Gerrits L., Joziasse J. (2005). Generic conceptual representation of river basin, and methodological guidelines to construct such a representation with a participatory approach, Deliverable I1.3 Aquaterra project, BRGM/RP–53910-RP, 54p.

95. Bouzit M., HERIVAUX C., Loubier S. (2005). A case study report on the Meuse by BRGM in relation with EUPOL and BASIN. Deliverable I1.1c of Aquaterra research project. Montpellier, BRGM/RP-53736-FR, 64p.

96. HERIVAUX C., Rinaudo JD. (2005). Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin Meuse, Volume II : Evaluation du coût et de l'efficacité des mesures à mettre en place pour réduire les pollutions organiques, BRGM/RP– 54266–FR, 104p.

97. HERIVAUX C., Rinaudo JD., Nicolaï S., Biscaut A. (2005). Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse. Volume I: Typologie et coûts de référence des mesures, BRGM/RP-54003-FR, 142p.

98. Ernst & Young (2004). L'agriculture: données pour l'état des lieux demandé par la directive cadre sur l'eau, étude pilotée par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

99. HERIVAUX C. (2003). Analyse spatiale et technico-économique des exploitations agricoles du bassin Seine-Normandie, Agence de l'Eau Seine-Normandie.

100. HERIVAUX C., Richard M. (2002). Analyse-diagnostic d'une petite région agricole du Centre-Viêtnam : la commune de Thuy Phuong – province du Thua tien Hué, Agrisud International, mémoire de fin d'études de l'Institut National Agronomique de Paris Grignon.

IV – TIRES A PART

HERIVAUX C., Le Coënt P. (2021). Introducing nature into cities or preserving existing peri-urban ecosystems? Analysis of preferences in a rapidly urbanizing catchment. Sustainability 13(2), 587. https://doi.org/10.3390/su13020587

HERIVAUX C., Vinatier F., Sabir M., Guillot F., Rinaudo JD. (2021). Combining narrative scenarios, local knowledge and land-use change modelling for integrating soil erosion in a global perspective. Land use policy 105, 105406. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105406

HERIVAUX C, Maréchal JC (2021). Services écosystémiques et solutions fondées sur la nature: quelle place pour les eaux souterraines et pour les hydrogéologues ? Géologues, 207 : 76-84.

HERIVAUX C., Rinaudo JD., Montginoul M. (2020). Exploring the potential of groundwater markets in agriculture: results of a participatory evaluation in five French case studies. Water Economics & Policy, 6(1). http://dx.doi.org/10.1142/S2382624X19500097

HERIVAUX C., Grémont M. (2019). Valuing a diversity of ecosystem services: The way forward to protect strategic groundwater resources for the future? Ecosystem Services, 35, 184–193. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.011

HERIVAUX C., Rinaudo JD. (2016). Integrated assessment of economic benefits of groundwater improvement with contingent valuation. In: Integrated Groundwater Management, Springer pp. 519-549. http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-23576-9 (open access).

HERIVAUX C., Gourcy L., Cadilhac L. (2014). Restaurer le bon état à l'échelle d'une masse d'eau souterraine affectée par les pollutions diffuses d'origine agricole : où et comment agir au moindre coût ? Hors-Série n°14. Sciences Eaux & Territoires. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2014.HS.01

HERIVAUX 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. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.058