



HAL
open science

Vers une gestion structurelle de l'eau dans un territoire agricole en tension

Sandrine Allain

► **To cite this version:**

Sandrine Allain. Vers une gestion structurelle de l'eau dans un territoire agricole en tension. Sciences du Vivant [q-bio]. Université de Toulouse, 2018. Français. NNT: . tel-02791175

HAL Id: tel-02791175

<https://hal.inrae.fr/tel-02791175v1>

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Fédérale



Toulouse Midi-Pyrénées

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT)

Présentée et soutenue par

Sandrine ALLAIN

Le 10 juillet 2018

Vers une gestion structurelle de l'eau dans un territoire agricole en tension

Une démarche d'évaluation multicritère multi-acteur utilisant des simulations informatiques

École doctorale et discipline ou spécialité

ED SEVAB : Agrosystèmes, écosystèmes et environnement

Unité de recherche

UMR 1248 AGIR (Agroécologie, Innovations et Territoires)

Directrice(s) ou Directeur(s) de Thèse

Delphine BURGER-LEENHARDT

Gaël PLUMECOCQ (co-encadrant)

Jury

O. Barreteau, Ingénieur en Chef des Eaux, des Ponts et des Forêts, IRSTEA, rapporteur

G. Trebuil, Cadre scientifique, CIRAD, rapporteur

G. Froger, Professeur, Université Toulouse 2, présidente du jury

J.-P. Billaud, Directeur de Recherche émérite, CNRS, examinateur

J. Rouchier, Directrice de Recherche, CNRS, examinatrice

Remerciements

Ces trois années de thèse ont constitué une période absolument heureuse de ma vie, épanouissante tant au plan scientifique qu'humain. Je voudrais ici remercier toutes les personnes qui ont contribué à créer et entretenir ce contexte exceptionnel de travail et de vie.

Je remercie d'abord mes deux encadrants, Delphine Burger-Leenhardt et Gaël Plumecocq, qui m'ont accueillie, accompagnée aux plans scientifique et logistique, encouragée dans mes choix et mes idées et accordée une grande confiance tout au long de ce parcours. Delphine, je te remercie d'avoir constamment gardé ta porte ouverte pour répondre à mes interrogations quotidiennes et de m'avoir poussée à affiner mes raisonnements. Gaël, je te remercie de ta constante bienveillance et de m'avoir incitée, par petites touches, à décaler mon regard sur mon travail. Surtout, je vous suis immensément reconnaissante d'avoir joué pleinement le jeu de l'interdisciplinarité, en vous efforçant de trouver des mots adaptés quand il s'agissait d'expliquer, et à l'inverse de tendre une oreille attentive à des questionnements et des concepts qui ne vous étaient pas familiers. Chaque réunion commune était pour moi une source inépuisable d'apprentissage et de motivation.

Au cours de cette thèse, j'ai eu la chance de côtoyer des personnes aussi diverses que passionnantes, qui m'ont aidée à appréhender mon sujet de recherche, mon terrain et les outils que je souhaitais mobiliser. A ce titre, je remercie vivement les membres de mes comités de thèse, avec une mention spéciale pour Jean-Marc Douguet, pour les nombreuses sessions Skype dédiées à mon dispositif d'évaluation et à l'utilisation de KERBABEL. Je remercie également les collègues et partenaires qui m'ont accompagnée, à différents moments, dans le déploiement de ma démarche méthodologique : Olivier Therond, Alexandre Gaudin, Thomas Debril, Clément Murgue, Romain Lardy, Ulrich Eza, Pierre Sadon et Grégory Obiang Ndong. A Romain : un grand merci pour tous les moments que tu as consacrés – y compris sur tes temps libres - à faire que MAELIA puisse « tourner pour moi ». Merci également à Bernard Lacroix, co-animateur de l'UMT eau avec Delphine, arène dans laquelle j'ai pu présenter à de nombreuses reprises mes travaux. Etre accueillie dans une unité de recherche ouvertement interdisciplinaire m'a également permis d'accéder à différents moments et contextes d'émulation scientifique ; je remercie à ce titre les animateurs de l'équipe MAGELLAN, Laurent Hazard et Guillaume Martin, et ceux de l'équipe ODYCEE, Isabelle Duvernoy et Pierre Triboulet.

Les rencontres ont également été multiples et riches au-delà du laboratoire. J'adresse des remerciements chaleureux à l'ensemble des personnes qui ont participé à des entretiens, ateliers et réunions collectives dans le cadre de ma thèse ; sans eux, sans le temps qu'ils m'ont alloué, cette thèse n'aurait pu prendre la forme d'une recherche transdisciplinaire. Je remercie tout particulièrement deux partenaires de long cours : Vorlette Nuttinck, de la DDT 82, sollicitée à de nombreuses reprises et toujours prête à répondre, et Sabine Martin, de FNE, pour sa verve et sa capacité à mobiliser de nouvelles personnes, même en dernière minute.

Merci également à mes rapporteurs, Olivier Barretau et Guy Trébuil, d'avoir accepté d'évaluer ce travail, d'en avoir fait une analyse minutieuse et d'avoir dessiné, à l'écrit comme à l'oral de nombreuses perspectives de discussion. Merci également aux examinateurs, Géraldine Froger, Juliette Rouchier et Jean-Paul Billaud, pour toutes leurs questions et remarques qui donnent envie d'aller encore plus loin et pour leurs encouragements à poursuivre dans la recherche.

Le plaisir de cette aventure scientifique n'aurait à l'évidence pas été le même sans celles et ceux que j'ai côtoyés tous les jours. Je pense ici à notre bureau collectif qui a constitué un cocon douillet, peuplé d'amis, dont j'aurai peine à me défaire : Davide Rizzo, le bonhumo(u)rant ; Camille Lacombe, l'écoutante-questionnante ; Hélène Cristofari, l'émerveillonante ; Maëlys Bouttes, la solutionnante ; Sarah Mihout, la francparlante. En-dehors de ce bureau « de cœur », je remercie également d'autres collègues proches qui ont embelli ma vie quotidienne de doctorante - Pierre Casel, pour son amitié et ses multiples gestes d'attention, Gwen Christiansen, Cathy Bouffartigue, Julien Quenon, Marion Sautier - et ceux aussi, quelques couloirs plus loin, avec qui j'ai pu partager des moments de réflexion ou tout simplement de bonne humeur : Célia Cholez, Germain Tesnière, Tiago Siqueira, Olivier Pauly, Martina Modotti, Matteo Lascialfari, Pauline Lenormand, Antoine Couedel, Martin Vigan et Clémence Moreau.

Je remercie du fond du cœur les personnes qui ont œuvré pour que je puisse prendre le départ de cette thèse, envers et contre un contexte compliqué : mes anciens collègues de DYNAFOR, en particulier son directeur, Marc Deconchat ; le directeur de l'école doctorale SEVAB, Claude Maranges ; le directeur du département SAD, Benoît Dedieu ; le médecin du travail de l'INP, Jean Fernandez ; le directeur de l'unité AGIR, Jacques-Eric Bergez. Merci également à mes financeurs, qui m'ont permis d'aller au bout de ma thèse, dans de bonnes conditions : l'école doctorale SEVAB, le département SAD de l'INRA, l'UMR DYNAFOR, les projets TATA-BOX (ANR) et SIMULTEAU (CASDAR).

Je remercie également les personnes investies dans la formation des doctorants – je pense en particulier à Cécile Fiorelli, Mathieu Pouget, Nathalie Girard et aux personnes de l'école d'été de la Société Européenne d'Ecologie Economique, notamment Sara Jo Breslow et György Pataki – et celles qui agissent « dans l'ombre » et pourtant sont d'une aide si précieuse – Dominique Pantalacci, secrétaire de SEVAB, Christel Moder, Marina Lefebvre et Mathieu Solle, gestionnaires de l'unité AGIR, Amélie Boulissière puis Marjorie Mostrag, assistantes sociales de l'INP.

Enfin, j'ai pu compter sur le soutien constant de ma famille et de mes amis, même éloignés géographiquement et à qui je regrette de n'avoir pas su dédier plus de temps. Merci Célia de tes messages d'encouragement hebdomadaires ; merci Elise, de venir si souvent à la maison, quand tu es en France, pour parler de tout, y compris de la thèse ; merci Emő d'écrire toujours et encore, malgré mes longs silences et l'éloignement. Merci à mes parents, Anne-Marie et Régis, à mon frère, Vincent, et à ma sœur, Laure, de m'avoir appuyée sur bien des aspects, y compris matériels. Une pensée particulière revient à mon père pour les nombreux déplacements effectués pour me soulager dans les périodes les plus tendues. Je remercie également ma belle-mère Olga, de s'être occupée de Sophia pendant les tous premiers mois où j'ai commencé ma thèse. Mes pensées vont bien sûr aussi à mes deux filles, Nina et Sophia, qui ont accepté sans rechigner d'avoir double-portion de dessins animés lorsque les conditions l'exigeaient, et ont tellement bien poussé au milieu de leurs deux parents thésards ! Enfin, j'adresse mes remerciements les plus chers à mon compagnon de vie, Aliaksandr, avec qui j'ai partagé au quotidien les stress, doutes et joies de cette expérience de thèse, et qui a bien souvent mis ses propres préoccupations entre parenthèses pour se consacrer aux miennes.

Je voudrais pour finir rendre hommage à ces parents qui nous ont connu « doctorants », mais sont partis avant la fin de l'aventure : mon Papy Robert, mon grand-père Jean, ma mamie Simone, ainsi que, à l'autre bout de l'Europe, mon beau-père Oleg et Babouchka Tanya.



Le dessin de ma thèse : merci Nina !

Table des matières

Remerciements	1
Liste des abréviations	11
MANUSCRIT	12
Chapitre 1 : Introduction	13
Chapitre 2 : Un problème opérationnel doublé d'un problème méthodologique.	18
II.1. Le problème situé : gérer l'eau dans un territoire en tension	18
II.1.1. Le territoire d'étude et ses constantes : gestion « de crise » et agriculture irriguée	18
II.1.2. Et si ... ? Des propositions pour une gestion structurelle de l'eau	23
II.2. Le problème méthodologique : mettre en musique deux approches de l'évaluation	29
II.2.1. L'économie écologique : révéler et représenter l'incommensurable	29
II.2.2. L'agronomie des territoires : représenter la complexité des interactions acteurs - ressources - usages dans un territoire	32
II.2.3. Des approches et outils complémentaires, mais encore peu intégrés	34
Chapitre 3 : Développement de la méthode	37
III.1. Genèse et sources	37
III.1.1. Arbitrages initiaux	37
III.1.2. L'hypothèse méthodologique	38
III.2. Outillage de la méthode	43
III.2.1. La plateforme de modélisation et de simulation MAELIA	43
III.2.2. L'outil d'accompagnement de la délibération KERBABEL	44
III.3. Mise en œuvre de la méthode pour le territoire Aveyron aval- Lère	47
III.3.1. Etape 1 : Structuration du problème	47
III.3.2. Etape 2 : Traduction pour la modélisation	49
III.3.3. Etape 3 : Simulation	52
III.3.4. Etape 4 : Adaptation des sorties pour l'analyse et l'évaluation	53
III.3.5. Etape 5 : Evaluation par les acteurs	53
III.3.6. Etape 5' : Analyse intégrée des simulations	56
III.3.7. Etape 6 : Analyse des matrices et discussion collective	57
Chapitre 4: Grilles de critères, profils d'indicateurs : Des discours qui se différencient sur le plan des principes de « bonne gestion » invoqués et des cadres techniques mobilisés.	59
IV.1. Discours des parties prenantes	60

IV.1.1 Des discours antagonistes sur la variabilité des ressources en eau construits autour d'argumentaires différents.	60
IV.1.2. Des différences plus silencieuses dans les discours des acteurs, qui révèlent cependant des zones de débat potentielles.	65
IV.1.3. La grille de critère d'évaluation : compression des discours et création de consensus.	69
IV.2. Discours des experts	71
IV.2.1. La base d'indicateurs : tendances générales	72
IV.2.2. Réductions et divergences dans la représentation technique du problème	76
IV.3. Conclusion du chapitre : une succession de compressions produisant deux cadrages - axiologique et technique - du problème.	78
Chapitre 5 : Résultats des simulations et analyse intégrée des scénarios : le pilotage assisté de l'irrigation apparaît comme un scénario « sans regret », les rotations culturales comme le scénario « de l'environnement » et la concentration du stockage de l'eau comme le scénario « de l'économie »	80
V.1. Ce que montrent les simulations : les relations entre indicateurs diffèrent fortement d'un scénario à l'autre.	81
V.2. Ce qui échappe aux simulations : les petits cours d'eau, les hautes eaux, les « autres » cultures, et les effets rebonds.	83
V.3. Principaux enseignements : rôle de la géographie, différences interannuelles, et inégalités entre scénarios dans la façon dont ils sont simulés.	85
Chapitre 6 : Résultats de l'évaluation multi-acteurs : Les divergences entre acteurs s'expriment de différentes façons et avec des intensités variables selon les indicateurs utilisés, les scénarios évalués et les critères sur lesquels ils sont évalués.	87
VI.1. Usage des indicateurs : pour parler de quoi et pour dire quoi ?	87
VI.1.1. Une lecture par types d'indicateurs	91
VI.1.2. Comparaison de l'usage des indicateurs pour deux critères	96
VI.1.3. Indicateurs ajoutés par les participants	98
VI.2. Comparaison des scénarios	99
VI.2.1. Patrons généraux	99
VI.2.1. Lignes de clivage entre scénarios	100
VI.3. Principaux enseignements : diversité des usages des indicateurs et des lignes de débat	102
Chapitre 7 : Discussion	106
VII.1. Connaissances d'ordre agronomique : pertinence de différents leviers pour répondre aux enjeux d'un territoire agricole en déséquilibre hydrique.	107
VII.1.2. Quels leviers pour le territoire Aveyron aval - Lère ?	107
VII.1.2. Quels leviers pour les situations de déséquilibre hydrique en général ?	109

VII.1.3. Quelle contribution au débat entre les différentes formes d'agroécologisation de l'agriculture ?	112
VII.2. Connaissances d'ordre socioéconomique : les axes du débat et leurs évolutions.	115
VII.2.1. Les trois principales lignes de débat dans le cas d'étude	115
VII.2.2. Une nouvelle perspective sur l'opposition entre gestion de l'offre et gestion de la demande	118
VII.3. Connaissances d'ordre méthodologique : intérêt de la démarche pour l'évaluation de problèmes « doublement complexe »	121
VII.3.1. Spécificité de la méthode au regard des évaluations multicritères : utilisation d'un modèle intégré et échelle territoriale	121
VII.3.2. Intérêt de la méthode en tant que technologie « post-normale »	129
VII.3.2.3. Enseignements et perspectives : pour une utilisation « post-normale » des modèles intégrés	133
Conclusion	137
ANNEXES	141
Annexe 1 : Article publié dans la revue <i>Ecological Economics</i>	142
How do multi-criteria assessments address landscape-level problems? A review of studies and practices	142
Abstract:	143
1. Introduction	144
2. Materials and Methods	146
2.1. Bibliographical data.	146
2.2. Step 1. Quantitative analysis of multi-criteria methods.	147
2.3. Step 2. Qualitative classification of multi-criteria assessments that use participatory and spatial approaches.	148
2.4. Step 3. Systematic qualitative analysis of case studies for scenario exploration.	149
3. Results and Discussion	150
3.1. Results of lexicometric analysis.	150
3.1. How MCA combines with participatory and spatial approaches. Synthesis of methods and objectives.	154
3.2. How MCA combining participatory and spatial approaches can help compare landscape-management alternatives. Detailed analysis of current practices.	157
3.3. Research gaps to fill to effectively address landscape-level management problems. Critical discussion of observed practices.	164
4. Conclusions	169
Acknowledgements	170

References	171
Annexe 2 : Article publié dans la revue <i>Land Use Policy</i>	181
Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: descriptive and normative claims	181
Abstract	181
Highlights :	182
1. Introduction	182
2. Definitions and theory	184
2.1 Defining “indicator”	184
2.2 Steps in indicator development	184
2.3 Assessment and evaluation	187
2.4 Spatial aggregation	188
3. Materials and Methods	189
3.1 Origin of the database of indicator profiles	189
3.2 Database of indicator profiles	193
3.3 Analysis of spatial aggregation	193
4. Results	195
4.1 Reasons underlying developer-led spatial aggregation	200
4.2 Reasons underlying user-led aggregation	202
5. Discussion	203
5.1 Many reasons underlie aggregation choices	203
5.2 What should drive aggregation choices	204
6. Conclusion	207
Acknowledgement	208
References	208
Annexe 3 : Article accepté par la revue <i>Agronomy for Sustainable Development</i>	213
Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes - a contribution from integrated assessment and modeling	213
Abstract	213
Introduction	214
1. Materials and methods	216
1.1 Study area	216
1.2 The modeling platform: MAELIA	217
1.3 Water-management alternatives studied	218
1.3 Simulation and analysis	220
2. Results and discussion	222
2.1 Effects on water management	223

2.2	Effects on the environment	224
2.3	Effects on agriculture	226
2.4	Key insights from the method and perspectives for improvement	227
3.	Conclusion	229
	References	229
 Annexe 4 : Article présenté au colloque <i>Aborder les situations de gestion environnementale</i> (Strasbourg, 2016)		232
 La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique.		232
1.	La démarche	234
1.1	Éléments de contexte historique	234
1.2	Contexte scientifique de la démarche ingénierique	235
1.3	Méthode	235
2.	Connaissances situées	237
2.1	Entretiens sur jeu de cartes : les discours se structurent autour de thématiques-clés.	237
2.2	Critères et indicateurs : gérer les problèmes d'incommensurabilité à différent niveaux	238
3.	Connaissances procédurales : enseignements pour les recherches ingénieriques (RI) appliquées à des situations d'environnement	242
4.	Connaissances conceptuelles : nouveaux éléments sur le concept de situation de gestion environnementales	242
	Références	245
 Annexe 5 : Article présenté au colloque <i>IFSA</i> (Chania, 2018)		247
 Post-normal science in practice: a method proposal and its application to agricultural water management.		247
	Abstract:	247
	Introduction	248
	Materials and method	252
	Study area	252
	Method	253
	Results	260
	First entry: results by groups	261
	Second entry: results by alternative	264
	Discussion	267
	Promises of the method for democratizing knowledge production and meeting post-normal challenges	268

Methodological trade-offs	269
Perspectives	271
Conclusion	271
References	273
Annexe 6 : Livret de scénarios	277
Annexe 7 : Livret d'indicateurs	285
Annexe 8 : Document de restitution à l'attention des acteurs du territoire	354
Annexe 9 : Base de profils d'indicateurs	411
LISTE COMPLETE DES REFERENCES	428

Liste des abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AEAG : Agence de l'eau Adour-Garonne

AFB : Agence française pour la biodiversité

ANPER : Association nationale de protection des eaux et rivières

APNE : Associations de protection de la nature et de l'environnement

ARVALIS : Institut technique agricole dédié aux grandes cultures

ASAi : Association syndicale autorisée d'irrigation

BAG'AGES : Projet de recherche « Bassin Adour-Garonne : quelles performances des pratiques agroécologiques ? »

BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières

CACG : Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne

CA : Chambre d'agriculture

CD : Conseil départemental

CESBIO : Centre d'études spatiales de la biosphère

CGAAER : Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux

CNRS : Centre national de la recherche scientifique

C3ED : Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement

DDT : Direction départementale des territoires

DOE : Débit d'objectif d'étiage

DRAAF : Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt

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

ETP : Evapotranspiration potentielle

FNE : France Nature Environnement

INRA : Institut national de la recherche agronomique

KERBABEL DST : Kerbabel deliberation support tool (interface d'évaluation multicritère multi-acteur)

MAAPRAT : Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire

MAELIA : Multi-agents for environmental norms impact assessment

MEDDTL : Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement

ONEMA : Office national de l'eau et des milieux aquatiques (remplacée en 2017 par l'AFB)

PETR : Pôle d'équilibre territorial rural

PGE : Plan de gestion des étiages

SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

SATESE : Service d'assistance au traitement des effluents et au suivi des eaux (service technique du Conseil départemental)

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

SIMULTEAU : Projet de recherche « Conception et développement d'un modèle de territoire pour la gestion collective de la ressource en eau par les Organismes Uniques

SMEGREG : Syndicat mixte d'étude et de gestion de la ressource en eau du département de la Gironde.

SWAT : Soil and water assessment tool

VCN10 : Volume (débit) consécutif minimal sur 10 jours

ZRE : Zone de répartition des eaux

Manuscrit

Chapitre 1 : Introduction

Quelle est la « bonne » façon de gérer l'eau dans un territoire agricole ? Comment s'y prendre pour faire émerger une « solution » lorsque le système en place est jugé insatisfaisant ? Ces interrogations persistent et font l'objet d'une attention particulière dans le domaine de la gestion quantitative de l'eau en France. Depuis les années 2000, deux projets de barrages dans le Sud-Ouest de la France - celui de Charlas, soumis au débat public en 2003, puis celui de Sivens, élaboré à partir de 2010 puis abandonné en 2015 - ont acquis, au travers de conflits médiatisés, une aura nationale. Les violences entourant le projet de barrage de Sivens sont notamment à l'origine de l'instauration de « projets de territoire », c'est-à-dire de démarches de concertation collective visant à prendre en compte l'ensemble des usages de l'eau et à diversifier les moyens de gérer les problèmes de quantité d'eau (instruction ministérielle du 4 juin 2015).

Au-delà du cas particulier du Sud-Ouest français, les principes de participation et de gestion intégrée¹ sont des éléments constitutifs des politiques de gestion de l'eau en Union Européenne depuis les années 90, plus encore affirmés depuis l'adoption de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en 2000. Une « bonne » gestion de l'eau, dans son sens politique, renvoie à la fois à l'atteinte d'objectifs environnementaux, tels que le « bon état des masses d'eau » (DCE, 2000), mais aussi au processus qui permet d'élaborer les orientations et mesures de gestion, avec une exigence d'information et de participation des citoyens (Convention d'Aarhus de 1998 signée par l'UE et ses Etats membres ; Charte de l'Environnement de 2004 en France).

Si le cadre politique européen et national tend à faire entrer en résonance gestion intégrée de l'eau et participation, dans la pratique, cette équation semble plus contestable. Par exemple, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 (LEMA, déclinaison nationale de la DCE) a instauré des mesures spécifiques aux bassins classés en « zones de répartition des eaux » (ZRE), à savoir les zones présentant une insuffisance chronique des ressources en eau par rapport aux besoins (article R211-71 du Code de l'Environnement). Dans ces bassins souffrant d'un

¹ Le principe de gestion intégrée des ressources en eau a été défini dans la Déclaration sur l'Eau et le Développement Durable (1992) comme « un processus qui promeut le développement et la gestion coordonnés de l'eau, de la terre et des ressources associées de façon à maximiser et répartir équitablement le bien-être économique et social des populations sans compromettre la durabilité des écosystèmes. » En droit français et européen, cela se traduit par une gestion de l'ensemble des ressources et usages de l'eau à l'échelle d'unités « fonctionnelles » : bassins hydrographiques, bassins versants, masses d'eau.

déséquilibre *structurel* entre offre et demande d'eau, une gestion *conjoncturelle* du manque d'eau, via des restrictions d'usage ponctuelles, apparaît inadaptée. Les pouvoirs publics réclament donc la mise en place de politiques structurelles : quotas d'irrigation, mesures tarifaires, diminution des prélèvements cumulés pour réduire la demande (Erdlenbruch, Loubier, Montginoul, Morardet, & Lefebvre, 2013) ou réserves de substitution², pour sécuriser l'offre et réduire la pression sur les milieux pendant la période d'étiage, c'est-à-dire celle où les débits sont les plus bas (Montginoul & Erdlenbruch, 2009).

La « réforme des volumes prélevables » organise la gestion structurelle de l'eau dans les ZRE à l'échelle nationale, afin de permettre le retour à l'équilibre de ces bassins. Cette réforme, inscrite dans la LEMA, impose entre autres de limiter les prélèvements d'eau dans le milieu à un volume maximum défini pour maintenir des débits d'étiage satisfaisants. La réforme prévoit notamment que le volume d'eau destiné à l'irrigation (volume prélevable) soit réparti entre agriculteurs par un organisme unique de gestion collective (OUGC). La définition des volumes prélevables pour chaque bassin s'est faite dans le cadre d'un processus de « négociation-adaptation » (Debril & Therond, 2012). En Adour Garonne, la profession agricole a réussi à tirer parti de ce processus pour que la réduction des prélèvements soit progressive (avec une date butoir fixée à 2021) et que des dérogations soient possibles pour certains bassins (protocole d'accord entre l'Etat et les Chambres régionales d'agriculture de 2011). Finalement, à l'issue de la mise en œuvre de la réforme des volumes prélevables, c'est une politique de l'offre (Gleick, 2000), dans laquelle on aménage le territoire de façon à satisfaire les besoins croissants des activités productives, qui reste de mise (Debril & Therond, 2012).

Ces difficultés à faire coïncider concertation et changements structurels en vue d'une gestion plus intégrée des ressources en eau ne sont pas propres aux outils réglementaires, tels que les volumes prélevables. Toujours dans le bassin Adour-Garonne, des Plans de Gestion des Etiages (PGE) ont été proposés par les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux à partir de 1996. Les PGE sont des outils contractuels (non-réglementaires) qui incitent les différentes parties à se concerter pour définir les moyens d'un retour à l'équilibre hydrique pour les secteurs les plus déficitaires. Dans le bassin de l'Aveyron, le processus d'élaboration d'un PGE a été engagé en 2002 mais s'est soldé par une rupture des discussions en 2007, du fait d'une

² Les réserves de substitution sont des retenues d'eau déconnectées, remplies pendant l'hiver, puis utilisées pendant la période d'étiage. Depuis 2015, les réserves de substitution ne peuvent obtenir de financement de la part des Agences de l'Eau qu'à condition d'être insérées dans des projets de territoire.

forte opposition entre les intérêts de l'amont et ceux de l'aval du bassin, et l'abandon du projet (Debril & Therond, 2012).

Les frustrations auxquelles donnent lieu l'impossible rencontre des principes de participation et de gestion durable des ressources en eau est ainsi exprimée par un agent de l'Etat (interrogé en 2016 dans le cadre de cette thèse) : « *Finally les plans de gestion des étiages sur les bassins d'Adour-Garonne, les SAGES³ avec leurs volets quantitatifs, les instances de gouvernance que sont les commissions locales de l'eau... toutes ces instances ne sont pas suffisantes ; enfin, plutôt le mode de fonctionnement de ces instances et les documents auxquels ça aboutit ne sont pas aujourd'hui suffisants pour avoir une acceptation globale, de l'ensemble de la société, des enjeux liés à la gestion quantitative de l'eau. [...] Si on n'est pas capable de travailler différemment en termes de gouvernance, concertation, etc., et ben on aura beau faire toutes les études techniques poussées et imaginables, on n'arrivera pas à mettre en œuvre de solutions. Moi j'en suis de plus en plus persuadé, et y'a pas que moi qui le dit. Pour autant ce processus est long et complexe, et il va frustrer un certain nombre d'acteurs qui considèrent qu'il faut aller plus vite.* » Au-delà de la critique de l'inefficacité des instances de concertation, ce témoignage illustre également plusieurs autres caractéristiques du problème de la gestion quantitative de l'eau, qui compliquent les processus décisionnels : acteurs et enjeux multiples, technicité des référentiels, complexité des processus biophysiques en jeu, sentiment d'urgence...

Ainsi, la mise en place d'instances de concertation ne permet pas nécessairement d'engager des changements structurels dans la gestion de l'eau ni de surmonter des situations conflictuelles. Il est encore trop tôt pour avoir des retours sur l'efficacité des projets de territoire face à ces difficultés, mais d'ores et déjà, le fait que ces projets de territoire soient étroitement associés à des projets de stockage suscite des critiques⁴. Une réflexion sur les procédures de délibération collective dans les situations de gestion environnementales (Mermet, 1991) apparaît de plus en plus nécessaire. La recherche ingénierique (Chanal, Lesca, & Martinet, 1997) peut contribuer à cette réflexion en développant de nouveaux outils et démarches, en les testant et en adoptant une posture réflexive sur leurs effets. C'est l'ambition qui fonde ce projet de thèse.

³ SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux qui définit un périmètre hydrographique cohérent pour la gestion de l'eau et fixe des objectifs pour l'utilisation, la mise en valeur et la protection des ressources en eau.

⁴ Reporterre signe par exemple un article intitulé « La « concertation » à Sivens : un jeu de dupes pour faire avaler une nouvelle pilule » (21 octobre 2017)

La gestion quantitative de l'eau, à l'instar d'autres problèmes d'environnement, peut être théorisée comme un problème « doublement complexe ». Elle constitue donc un exemple utile pour développer des démarches adaptées à ces problèmes doublement complexes. Une première source de complexité résulte des représentations plurielles que se font les acteurs du problème. Ces représentations entrent en collision et produisent des discours quasi « identitaires » sur ce qu'il serait bon de faire pour résoudre le problème. Dans le cas du déséquilibre hydrique, deux leviers occupent l'essentiel du débat en France et ailleurs (Blot, 2006; Loubier, Gleyses, Montginoul, Garin, & Christin, 2008) : stocker plus et mieux pour accroître l'offre en eau ou repenser les usages de l'eau pour réduire la demande. Une deuxième source de complexité provient des interactions multiples et à différentes échelles entre des ressources et des acteurs, sur un territoire hétérogène et changeant. En matière de gestion de l'eau, cela rend les prédictions à court comme à long terme impossibles (Jakeman & Letcher, 2003; Pahl-Wostl et al., 2007).

Un enjeu méthodologique porte donc sur l'évaluation de différentes stratégies, leviers ou scénarios pour gérer l'eau dans des territoires en tension, et, plus largement, pour explorer des réponses possibles à des problèmes d'environnement « doublement complexes ». En posant dans cette thèse la question « *Que valent les différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique ?* », j'entends à la fois analyser les impacts de divers scénarios sur le système étudié (volet analytique) et amener différents acteurs d'un territoire à déployer des argumentaires pour se positionner par rapport aux autres (volet délibératif). Je positionne donc l'évaluation autant comme une activité « technique », consistant à trouver des moyens pour appréhender les impacts de scénarios compte tenu de la complexité du système étudié, que comme une activité « dialogique », où des acteurs inscrits dans des situations plurielles sont mis en relations autour de la question de la gestion quantitative de l'eau.

Ainsi, l'objectif de cette thèse est, à partir d'un cas d'étude - celui de l'Aveyron aval (Sud-Ouest de la France) - de concevoir et mettre en œuvre une démarche d'évaluation adaptée à des problèmes d'environnement « doublement complexes ». En ce sens, cette thèse vise à produire des connaissances nouvelles sur la gestion quantitative de l'eau, à partir de connaissances situées, relatives au cas du territoire de l'Aveyron aval. Au plan méthodologique, elle propose une démarche d'intégration de volets analytiques et délibératifs dans l'évaluation, en associant à un modèle intégré à une méthode d'évaluation multicritère multiacteur.

Cette thèse se présente dans un format hybride lui-même, entre le manuscrit conventionnel et la thèse sur articles. Elle se compose d'un corps de texte, qui explicite la démarche, précise les principaux résultats et les discute, et d'une série d'articles, mis en annexe, auxquels renvoie le texte quand nécessaire. Dans le chapitre suivant (chapitre II), j'expose les différents problèmes que pose la question « *que valent les différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique ?* » : un problème situé de gestion de l'eau et un problème méthodologique d'évaluation. Ensuite (chapitre III), je présente la démarche méthodologique que j'ai conçue, à la fois en tant que démarche générale d'évaluation multicritère multiacteur mobilisant un modèle intégré, mais aussi en tant que démarche adaptée, au travers d'outils spécifiques, au cas d'étude. Les trois chapitres qui suivent (chapitres IV, V et VI) sont des chapitres de résultats, issus de différentes étapes de la méthode. Dans le chapitre IV, je montre, à partir de l'analyse d'entretiens avec des parties prenantes, comment l'élaboration de la grille de critères d'évaluation contribue au cadrage axiologique du problème. Je présente également dans ce chapitre les indicateurs proposés par différents experts pour rendre compte des effets de différents scénarios sur ces critères, ce qui constitue un cadrage supplémentaire - technique cette fois - du problème. Le chapitre V est dédié aux résultats des simulations réalisées à l'aide du modèle intégré. Symétriquement, le chapitre VI est focalisé sur la phase d'évaluation délibérative : j'y analyse les résultats d'ateliers d'évaluation auxquels ont participé différents groupes d'acteurs, en particulier les jugements portés par ces groupes sur les différents scénarios de gestion de l'eau et leurs argumentaires. Enfin, le chapitre VII est un chapitre de discussion qui vise à préciser les connaissances d'ordre agronomique, socioéconomique et méthodologique que l'on peut dégager de la mise en œuvre de la méthode. Cela me permet notamment de discuter la performance et l'acceptabilité sociale de différentes stratégies de gestion des déséquilibres hydriques et la place des modèles et indicateurs dans l'évaluation multicritère à l'échelle territoriale.

Chapitre 2 : Un problème opérationnel doublé d'un problème méthodologique.

Au plan méthodologique, je me positionne dans un cadre de recherche ingénierique (Chanal et al., 1997) où le chercheur « *conçoit l'outil support de sa recherche, le construit, et agit à la fois comme animateur et évaluateur de sa mise en œuvre dans les organisations, contribuant ce faisant à l'émergence de représentations et de connaissances scientifiques nouvelles* » (p 41). Plutôt qu'un outil, c'est une démarche méthodologique générale que j'ai conçue et à adaptée, en mobilisant des outils spécifiques, pour traiter les problèmes de gestion quantitative de l'eau dans le cas particulier du territoire de l'Aveyron aval – Lère. La question directrice de la thèse renvoie en effet à deux problèmes distincts :

- un problème situé et politiquement construit de gestion de l'eau, ancré dans un territoire qui a néanmoins valeur d'exemple illustratif ;
- et un problème méthodologique portant sur l'intégration, dans l'évaluation, des dimensions multiacteur, multicritère et spatialisée, toutes inhérentes à la gestion des ressources à l'échelle d'un territoire.
-

II.1. Le problème situé : gérer l'eau dans un territoire en tension

II.1.1. Le territoire d'étude et ses constantes : gestion « de crise » et agriculture irriguée

Le territoire d'étude se situe dans le bassin hydrographique Adour-Garonne où l'aspect quantitatif de la gestion de l'eau est plus marqué encore qu'ailleurs en France compte tenu de la faible pluviométrie estivale, de l'importance de l'agriculture et de la faiblesse des ressources en eau exogènes (Itier, 2008). Cette gestion quantitative s'articule autour d'un indicateur de débit, le Débit d'Objectif d'Etiage (DOE), en-deçà duquel l'équilibre entre les usages et le bon fonctionnement des milieux est jugé compromis. Le DOE sert à la fois d'indicateur d'évaluation – c'est sur sa base qu'est établie l'existence d'un déséquilibre structurel⁵ - et de gestion

⁵ Selon le SDAGE de 2016, le DOE est considéré comme satisfait une année donnée si le VCN10 (plus petit débit moyen sur 10 jours consécutifs) est supérieur à 0,8 DOE et considéré comme durablement satisfait (bassin en équilibre quantitatif) si cela est vrai 8 années sur 10. Inversement, si cela est vrai moins de 8 années sur 10, l'existence d'un déficit structurel est établie.

opérationnelle, son non-respect entraînant, en principe, des restrictions d'usage de l'eau. Fernandez et Debril (2016) expliquent que l'institutionnalisation des DOE dans les années 90 a permis de faire du quantitatif le dénominateur commun aux enjeux de salubrité et d'écologie des milieux aquatiques et de fédérer des intérêts contradictoires. Ainsi, le problème de déséquilibre hydrique posé dans cette thèse ne se présente pas comme une donnée de la Nature mais comme un problème socialement et politiquement construit au cours des deux derniers siècles (Fernandez, 2014).

Une fois un déséquilibre⁶ structurel établi dans un bassin, la loi impose de caractériser la sévérité de ce déséquilibre. Deux modes de caractérisation existent en Adour-Garonne : soit par la répétition d'épisodes de crises (si le DOE est franchi plus de 30% du temps en période d'étiage, le déséquilibre est « important » ; s'il l'est entre 20 et 30% du temps le déséquilibre est « accusé »), soit par l'existence d'une différence entre le volume d'eau prélevé en année quinquennale sèche et le volume prélevable (si la différence est supérieure à 20% du volume prélevable, alors le déséquilibre est « important » ; en-deçà de 20% le bassin est en déséquilibre) (Rapport d'Evaluation de la Mise en Œuvre des Protocoles Etat-Profession Agricole, 2015).

⁶ Nous préférons au terme de « déficit » ou d'« insuffisance » qui sont les plus souvent employés celui de « déséquilibre », qui à la différence du premier ne sous-entend pas une offre en eau insuffisante, mais une inadéquation entre offre et demande en eau.

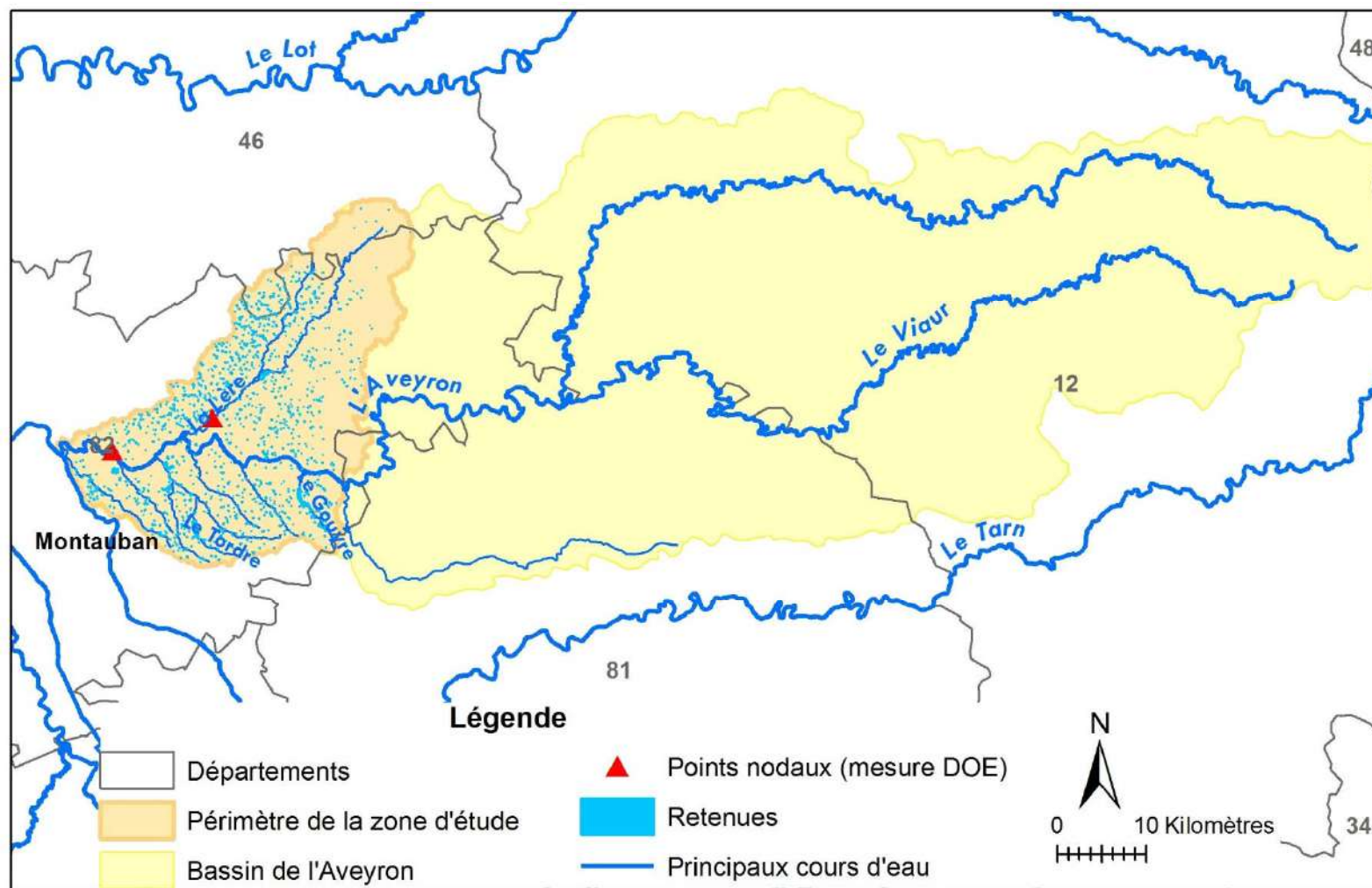


Fig. 1 Situation du territoire d'étude au sein du bassin de l'Aveyron

Le territoire d'étude (Fig. 1) – aval du bassin versant de la rivière Aveyron - est l'un des bassins en déséquilibre « important » d'Adour-Garonne selon le SDAGE de 2016. Ce territoire se situe au Nord-Est de Montauban et comprend plus spécifiquement la plaine alluviale de l'Aveyron, de Bruniquel jusqu'à la confluence avec le Tarn, le « chevelu » de l'Aveyron, en référence aux multiples petites rivières et ruisseaux qui descendent des coteaux Sud, et le bassin de la Lère, un affluent plus conséquent de l'Aveyron qui traverse Caussade. Ce territoire a été choisi - initialement par Clément Murgue pour sa thèse (Murgue, 2014) pour les raisons suivantes : c'est un territoire « à enjeu » sur l'eau (déséquilibre structurel, difficultés de concertation) ; l'agriculture irriguée y joue un rôle économique essentiel ; le territoire est assez facilement « modélisable »⁷. Le bassin de l'Aveyron est classé en zone de répartition des eaux du fait de la récurrence d'épisodes où le débit des rivières au niveau des stations de mesure est inférieur au DOE. Les chroniques de débits (Banque HYDRO) montrent en effet que sur les 15 dernières années, le DOE n'est pas respecté en moyenne 40 jours par an à l'exutoire du bassin (point nodal de Loubéjac, où le DOE est fixé à 4m³/s). Malgré la récurrence de ces crises et les incitations politiques et financières, la gestion de l'eau dans le territoire reste peu intégrée et avec de faibles espoirs de le devenir : le projet de plan de gestion des étiages de l'Aveyron s'est soldé par un échec en 2007 ; ce même bassin reste dépourvu de SAGE ; le contrat de rivière Aveyron-aval - Lère, mis en œuvre en 2000, n'a pas été reconduit au-delà des 5 années initiales ; aucun projet de territoire n'a été enclenché non plus. La seule nouveauté réside dans la mise en place d'un OUGC sur le bassin de l'Aveyron (Chambre d'Agriculture du Tarn-et-Garonne) en charge de l'allocation des volumes prélevables. Toutefois, compte tenu des mesures dérogatoires en place jusqu'en 2021, ces volumes prélevables restent pour l'instant à un niveau élevé. De fait, la gestion de l'eau sur le territoire demeure encore une gestion conjoncturelle plutôt que structurelle, focalisée sur les épisodes de crise.

Cette gestion de crise passe par deux instruments, actionnés principalement par la Direction Départementale des Territoires : des restrictions d'usage, notamment d'irrigation, et des lâchers de soutien d'étiage. Les restrictions d'usages sont arrêtées pour une semaine en fonction du débit déficitaire et de la zone concernée, et peuvent aller d'un jour de restriction par semaine à une interdiction totale d'irriguer. Le niveau de restriction est négocié entre quelques parties prenantes (DDT, Chambre d'Agriculture, représentants des syndicats agricoles majoritaires et

⁷ C'est cette considération qui explique la limite Est du territoire d'étude : au-delà, on arrive sur des zones de causses karstiques, où les processus hydrologiques sont beaucoup plus difficiles à modéliser.

Conseil général) lors de comités sécheresse⁸ (Gehlé, 2012). Les lâchers de soutien d'étiage pour réalimenter l'Aveyron sont, quant à eux, effectués à partir de retenues situées en amont du bassin, principalement Saint-Géraud, géré par une entente interdépartementale entre le Tarn et le Tarn-et-Garonne, et de façon secondaire par les barrages hydroélectriques de Thuriès et Pareloup (qui, pour la partie hydroélectrique, turbine l'eau de l'Aveyron pour la relâcher vers le bassin du Tarn). Depuis 2008, la retenue des Falquettes assure le soutien d'étiage pour la partie aval de la Lère afin de compenser les prélèvements d'eau pour l'agriculture sur ce secteur.

Sur les 800 km² du territoire d'étude, la moitié est cultivée, avec une prédominance des grandes cultures : blé, tournesol, maïs (Fig. 2). Les prairies occupent également une part importante du territoire, bien que l'élevage soit en déclin. La production fruitière et la multiplication de semences tiennent un rôle économique souligné par la profession agricole, mais représentent une surface beaucoup plus faible (Fig. 2). Au total, un tiers de la surface agricole utile (13 000 ha sur 40 000) est irrigable (RPG 2009) et les prélèvements d'eau pour l'usage agricole représentent environ 12 millions de m³ par an (données de l'Agence de l'eau), dont 80% servent à arroser les maïs grain et semences (Obiang Ndong, 2017). L'approvisionnement en eau des cultures se fait à partir des rivières - l'essentiel des cultures de maïs se situant dans la plaine alluviale de l'Aveyron-, de retenues individuelles, et pour plusieurs agriculteurs des coteaux Sud, de deux lacs artificiels gérés collectivement (association syndicale autorisée pour l'irrigation, ou ASAi).

Par ailleurs, le territoire accueille une population croissante et propose des activités de tourisme et de loisirs liées à l'eau (pêche, baignade, canoë-kayaks qui descendent les gorges de l'Aveyron). Il est doté d'une charte paysagère à l'échelle du Pays Midi-Quercy. Ainsi, les enjeux liés à l'eau ne se résument pas au diptyque agriculture / environnement ni à la gestion opérationnelle de l'eau. Cependant, l'essentiel du dialogue entre acteurs du territoire se concentre sur un arbitrage, en cours de saison et en comité restreint, entre respect du DOE et satisfaction de la demande agricole.

⁸ Suite à la sécheresse de 2003, le nombre de parties prenantes conviées à ces comités a drastiquement chuté. Ainsi, les collectivités locales, les représentants de l'industrie, les associations de protection de l'environnement, la fédération de pêche, Météo France, EDF et la DREAL n'y participent plus car « les acteurs présents défendaient chacun leurs intérêts et ne parvenaient pas à s'accorder » (Gehlé, 2012).

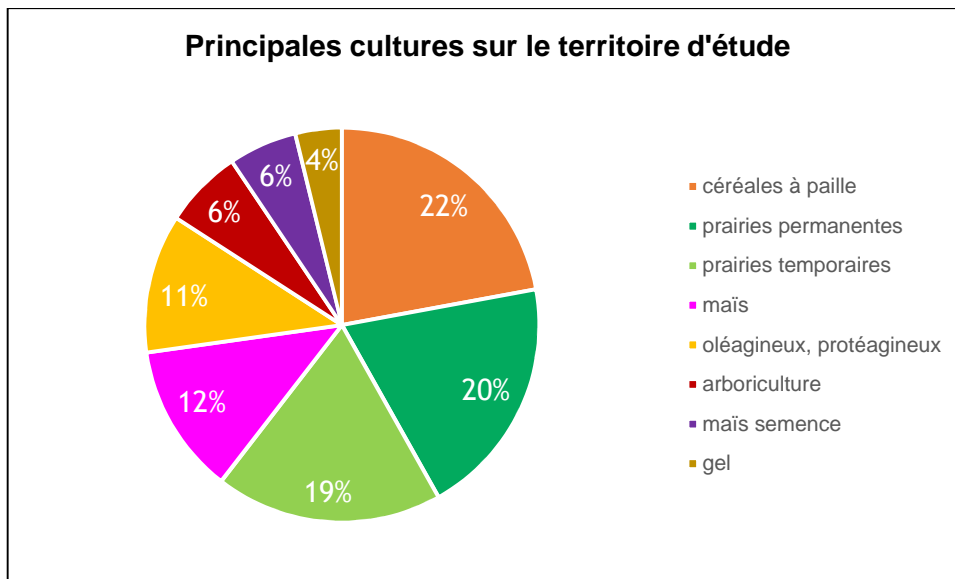


Fig. 2 Répartition des cultures sur le territoire d'étude (données RPG 2014)

Pour une représentation spatialisée, voir annexe 3.

II.1.2. Et si ... ? Des propositions pour une gestion structurelle de l'eau

Passer d'une gestion de crise à une gestion structurelle de la ressource en eau sur ce territoire impliquerait un dialogue entre les divers acteurs concernés, où l'ajustement entre offre et demande en eau serait considéré comme un enjeu parmi les autres. La faiblesse du dialogue n'empêche pas que des propositions « pour une gestion structurelle » de l'eau ne soient formulées en local ou portées, sous forme de rapports, de synthèses ou de recommandations, par des acteurs régionaux ou nationaux (Tableau 1). Ces propositions sont de différents ordres : sécuriser l'offre en eau en mobilisant de nouvelles ressources, diminuer la demande agricole pendant la période d'étiage, ou mettre en œuvre des instruments d'action publique pour inciter ou ordonner des changements ou pour favoriser la circulation des informations et l'échange de connaissances. Ces derniers instruments d'action publique, contraignants ou non, correspondent en fait plutôt à des moyens au service d'une diminution de la demande en eau ou d'un accroissement de l'offre.

Tableau 1 : Exemples de propositions récentes pour une gestion structurelle de l'eau

Sources des propositions	Stratégies jouant sur la demande	Stratégies jouant sur l'offre	Instruments économiques ou réglementaires	Autres (suivi, concertation, sensibilisation...)
PROPOSITIONS FORMULEES A L'ECHELLE NATIONALE				
Plan d'adaptation de la gestion de l'eau (MEDDTL et MAAPRAT, 2011)	Développement de cultures alternatives au maïs (soja) + adaptation des filières pour assurer des débouchés. Optimisation du pilotage de l'irrigation. Modernisation des équipements	Création de retenues de substitution. Création de retenues collectives. Réutilisation des eaux usées.		
Rapport Martin (2013)	Optimisation du pilotage de l'irrigation Irrigation pour les productions végétales à forte valeur ajoutée. Développement de filières pour les productions économes en eau.	Réutilisation des eaux usées. Création de retenues de substitution ⁹ . Mobilisation accrue des réserves hydroélectriques pour le soutien d'étiage.	Critères d'équité pour répartir l'eau entre agriculteurs. Gestion volumétrique. Augmentation des volumes prélevables si programme de substitution suffisamment avancé. Financement de l'eau par les usagers.	Compteurs obligatoires. Meilleure représentation des agriculteurs dans les commissions locales de l'eau. Elaboration de projets territoriaux. Actions d'information et de prévention pour économies d'eau.
Recommandations « Synthèse eau et agriculture » (CGAER, 2015)	Amélioration de l'efficience de l'eau en jouant conjointement sur : structures de production, assolements, sélection génétique, pratiques culturales, système d'irrigation.	Création de réserves supplémentaires.	Interdiction du recours aux ressources individuelles dans les périmètres desservis par une installation collective. Prioriser en situation de crise les capacités d'irrigation aux filières sans alternatives.	Elaboration de projets territoriaux.
PROPOSITIONS FORMULEES A L'ECHELLE DU BASSIN ADOUR-GARONNE				
Synthèse « Révision des autorisations de prélèvement » (AEAG, 2011)	Développement de cultures alternatives au maïs (sorgho, colza, chanvre, tournesol). Optimisation du pilotage de l'irrigation. Modernisation des équipements.	Création de retenues de substitution.	Mesure agro-environnementale de désirrigation.	

⁹ Le rapport propose aussi la création de nouvelles retenues pour développer l'irrigation, mais pas dans les ZRE.

<p>Cahier de propositions FNE Adour-Garonne (2012)</p>	<p>Pratiques culturales de conservation des sols. Optimisation du pilotage de l'irrigation (matériel financé par les exploitants). Rotations longues et diversifiées. Agroforesterie. Cultures sous couvert végétal permanent. Haies et bandes enherbées. Réduction des intrants. Adaptation des filières pour assurer des débouchés aux nouvelles cultures.</p>	<p>Réutilisation des eaux usées.</p>	<p>Augmentation de la redevance pour l'irrigation (coût d'opportunité + coût écologique). Abandon des PGE.</p>	<p>Financement des réseaux d'irrigation par les exploitants. Compteurs obligatoires. Actions de formation et sensibilisation aux économies d'eau Inventaires des prélèvements par forage agricole.</p>
<p>Etude pour le renforcement des économies d'eau (AEAG, 2017)</p>	<p>Optimisation du pilotage de l'irrigation (outils et conseil). Modernisation des équipements. Variétés de maïs précoces et économes en eau. Semis direct. Agroforesterie. Développement de cultures alternatives au maïs (moins irriguées ou cultivées en sec).</p>			
PROPOSITIONS FORMULEES A L'ECHELLE LOCALE (AVEYRON AVAL, PAYS MIDI-QUERCY)				
<p>Ateliers participatifs C. Murgue, groupe « environnement » (2013)</p>	<p>Rotations longues et diversifiées. Fragmentation du parcellaire et introduction d'éléments bocagers. Développement de cultures alternatives au maïs : peu demandeuses en eau, valorisables en circuits courts. Substitution des cultures irriguées par des cultures en sec. Spécialisation : irrigation dans l'aval, désirrigation du petit chevelu. Optimisation du pilotage de l'irrigation. Modernisation des équipements. Elevage en tête de bassin. Pratiques culturales de conservation des sols.</p>	<p>Substitution des retenues individuelles par des retenues collectives. Réhabilitation des zones humides.</p>	<p>Redistribution des bénéfices liés à l'irrigation sur l'ensemble du bassin versant. Débit réservé pour tous les plans d'eau. Calendrier de prélèvements établi en début de saison avec ajustements possibles.</p>	

<p>Ateliers participatifs C. Murgue, groupe « agriculture » (2013)</p>	<p>Variétés de maïs précoces et économes en eau. Désintensification (moins d'intrants). Intensification avec introduction de double-cultures pour optimiser le potentiel d'irrigation. Optimisation du pilotage de l'irrigation. Modernisation des équipements. Introduction de variétés de maïs tardives. Pratiques culturelles de conservation des sols. Introduction de cultures d'hiver dans les monocultures de maïs.</p>			<p>Base de données recensant les besoins et opérations d'irrigation.</p>
<p>Plaquette « l'eau en Pays Midi-Quercy » (2014)</p>	<p>Développement de variétés adaptées au climat, nécessitant peu d'eau. Optimisation du pilotage de l'irrigation. Modernisation des équipements. Rotations longues et diversifiées. Techniques culturelles simplifiées. Agroforesterie</p>	<p>Réhabilitation des retenues collinaires abandonnées. Maintien de zones humides. Aménagement / création de retenues collinaires de « deuxième génération ».</p>	<p>Tarifification progressive de l'eau.</p>	<p>Diagnostics réseaux.</p>

Pour infléchir la demande en eau, les propositions sont très diverses, allant d'une quête d'optimisation (moderniser les équipements d'irrigation, de pompage, les réseaux ; utiliser des outils d'aide à la décision pour ajuster les doses d'irrigation ou réduire le nombre de tours d'eau) à des modifications de pratiques culturales, plus ou moins profondes, allant du simple changement de variété au changement de système de culture. Dans ce dernier cas, les propositions font ressortir le besoin d'aménager en parallèle des filières de valorisation pour les nouvelles productions. Les stratégies portant sur l'offre en eau sont, quant à elles, moins foisonnantes, la création de réserves de substitution, c'est-à-dire des retenues déconnectées alimentées par pompage hivernal, et la réutilisation des eaux usées étant les plus populaires ces dernières années.

Qu'il s'agisse de propositions touchant à l'offre ou à la demande, elles proviennent à chaque fois de retour d'expériences, de démarches prospectives ou d'hypothèses faites à partir de diagnostics de terrain. Elles font rarement l'objet d'une évaluation *ex ante*, et lorsque c'est le cas, par exemple dans la récente étude sur le renforcement des économies d'eau en Adour-Garonne (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2017), elles reposent sur l'addition de données à l'échelle parcellaire, issues d'expérimentations, de dires d'experts, ou de recensements, pour estimer des impacts à l'échelle territoriale. Ce type d'approche agrégative s'abstrait donc totalement des processus socio-écologiques à l'échelle territoriale.

Le travail de thèse réalisé par C. Murgue (2014) constitue une étape importante pour l'évaluation des stratégies de réduction de la demande, en ce qu'elle se base sur la représentation de processus. Entre 2012 et 2015, Murgue a développé et mis en œuvre une démarche de conception participative de scénarios, modélisation et analyse intégrée sur le territoire de l'Aveyron aval – Lère (Murgue, 2014). Les scénarios ont été formulés au cours de deux ateliers avec des groupes d'acteurs relativement homogènes dans l'idée d'introduire des changements acceptables pour réduire l'occurrence de crises. Un exemple de scénario issu de ces ateliers consistait à remplacer les monocultures de maïs par des rotations culturales blé-maïs, à hauteur de 40% de la sole en maïs des exploitations concernées (Murgue et al., 2015). Les impacts de ces scénarios sur quelques variables d'intérêt, notamment les débits des rivières, ont ensuite pu être quantifiés à l'aide d'un modèle mécanistique multi-agent et spatialisé, MAELIA (Murgue et al., 2014). Les résultats des simulations ont montré que les effets de ces scénarios sur les débits restaient marginaux (Murgue, 2014). En conséquence, à l'issue de cette thèse, une

véritable interrogation demeure, au-delà de leur faisabilité, sur l'efficacité des différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique.

Ainsi, l'évaluation de scénarios de gestion quantitative de l'eau n'est pas encore une pratique consolidée, bien que la volonté d'évaluation, elle, date des années 90, avec l'évaluation du projet de barrage de Charlas (Fernandez & Debril, 2016). Ainsi, il reste difficile de séparer « ce qui marche » de « ce qui ne marche pas » et de définir ce que peut être concrètement, dans un territoire donné, une gestion *structurelle* de l'eau, qui permette à la fois de résoudre les problèmes quantitatifs mais aussi d'intégrer d'autres enjeux et d'autres acteurs. Cette thèse propose donc de contribuer à la réflexion sur la gestion structurelle de l'eau, en s'intéressant aux questions suivantes : Les stratégies proposées sont-elles des solutions à la répétition des crises ? Sont-elles acceptables par l'ensemble des acteurs et sont-elles efficaces pour répondre à la diversité des enjeux d'un territoire ? Quelles pistes pourraient-elles permettre de surmonter d'éventuels blocages ?

II.2. Le problème méthodologique : mettre en musique deux approches de l'évaluation

La question directrice de la thèse – « *Que valent les différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique ?* » - ne s'adresse pas qu'au cas de la gestion quantitative de l'eau ni qu'à un territoire d'étude donné. C'est aussi un problème méthodologique, car évoquer un problème « doublement complexe » est une chose, l'intégrer dans l'évaluation en est une autre. Suivant que l'on se positionne dans une discipline ou une autre, on cherchera plutôt à dénouer la complexité du système étudié ou à interroger la complexité « de sens » (Riveline, 1991) du problème. A ce titre, les regards que posent l'agronomie des territoires et l'économie écologique sur l'évaluation permettent d'amorcer des propositions pour gérer cette double-complexité, bien qu'il n'existe pas d'exemple de démarche méthodologique d'évaluation intégrant ces deux champs. Je propose ici de regarder dans un premier temps comment l'économie écologique et l'agronomie des territoires abordent l'évaluation pour mettre en lumière les complémentarités de ces deux champs ; dans un deuxième temps, je montrerai que cette complémentarité théorique n'a pas encore été pleinement traduite dans une méthode et mise en pratique.

II.2.1. L'économie écologique : révéler et représenter l'incommensurable

L'économie écologique, champ disciplinaire multiple, se définit au travers d'une conception des relations entre économie et environnement qui se démarque de l'économie conventionnelle (Costanza, 1992). Dans cette conception, systèmes sociaux et écologiques coévoluent sur le temps long, l'économie est encastrée dans la société, elle-même encastrée dans la nature, le capital matériel ne peut se substituer à du capital naturel (« soutenabilité forte ») et les relations entre sociétés et nature sont plurielles (Froger et al., 2016). Ainsi, l'économie écologique aborde les questions de l'évaluation et de l'aide à la décision au prisme de ces valeurs plurielles, jugées toutes légitimes, et de la non-substituabilité de l'environnement et de l'humain par l'économie. Deux notions sont particulièrement structurantes dans ce cadre - celle d'incommensurabilité des valeurs et celle de science « post-normale ».

Dans leur article de 1998, Martinez-Alier, Munda et O'Neill affirment que la **faible comparabilité des valeurs** est un fondement de l'économie écologique (Martinez-Alier et al., 1998). Par faible comparabilité, ils entendent que dans tout problème d'environnement, des valeurs irréconciliables entrent en conflit, sans pour autant que cela empêche une prise de décision fondée sur des jugements pratiques. En corolaire à cette faible comparabilité des

valeurs, vient l'idée d'*incommensurabilité*, soit l'absence d'unité de mesure commune capable d'ordonner les préférences des différents acteurs en présence ou les conséquences de différentes actions. Munda (2004) distingue deux types d'incommensurabilités, et qui font écho à l'idée de « double complexité » évoquée en introduction. D'abord, les incommensurabilités sociales reflètent la pluralité des points de vue qui s'expriment dans un débat démocratique ; ensuite, les incommensurabilités techniques proviennent de la diversité des modèles de représentation, notamment scientifiques, d'un système complexe (Munda, 2004).

L'idée de « **science post-normale** », développée par Funtowicz et Ravetz au début des années 90, s'oppose à l'idée que certains problèmes sont hors du champ de la science car trop complexes ou trop récalcitrants (« wicked problems », au sens de Rittel and Webber, 1973). Ces auteurs suggèrent que c'est plutôt la façon de faire de la science qui doit être renouvelée quand, selon la formule consacrée, « *les faits sont incertains, les valeurs disputées, les enjeux élevés et les décisions urgentes* » (Funtowicz & Ravetz, 1990; Funtowicz & Ravetz, 1993). Ils proposent d'abattre la frontière entre faits et valeurs et d'élaborer des connaissances et évaluer les décisions dans le cadre de « communautés de pairs élargies » dépassant l'institution scientifique (Funtowicz & Ravetz, 1993). En découle l'idée de s'extraire d'un mode de valuation unique (généralement monétaire) et d'organiser des espaces de délibération collective (Frame and Brown, 2008; Funtowicz and Ravetz, 1994).

Les notions d'incommensurabilité et de science post-normale justifient que certaines méthodes soient privilégiées : évaluations multicritères sociales ou multiacteurs et dispositifs pour structurer ou accompagner la délibération collective.

Assez simplement, une **évaluation multicritère** peut se définir comme une méthode visant à comparer plusieurs situations ou scénarios en tenant compte d'une diversité d'intérêts ou de valeurs. En cela, l'évaluation multicritère s'oppose aux méthodes d'optimisation ou d'analyse coût-bénéfice employées en économie conventionnelle. De plus, les « compressions d'information » qu'impliquent les démarches multicritères, essentiellement la formalisation du problème et l'agrégation des préférences, font l'objet d'une attention particulière (Giampietro, 2003), les auteurs s'accordant à dire que le cadrage d'un problème influence les solutions (Garmendia and Gamboa, 2012; Guitouni and Martel, 1998; Munda, 2004; Vatn, 2009; Zia et al., 2011). Pour formaliser le problème (première compression), autrement dit résumer un ensemble potentiellement infini de discours en une diversité finie d'acteurs, d'échelles, de critères et de situations à comparer, plusieurs méthodes ont été proposées et mises en

application : analyses institutionnelles (De Marchi et al., 2000), méthode Q (Swedeen, 2006), modèle Musiasem (Giampietro et al., 2009), grilles de représentation (O'Connor and Spangenberg, 2008). Pour l'agrégation des préférences individuelles (deuxième compression), c'est-à-dire les procédures visant à produire à partir de préférences *individuelles* un ordonnancement *social* des situations comparées, les procédures non-compensatoires¹⁰ sont considérées comme les seules cohérentes avec les principes de durabilité forte et d'incommensurabilité des valeurs (Garmendia and Gamboa, 2012; Martinez-Alier et al., 1998; Munda, 2004). Dans de nombreux cas, cependant, l'analyse des conflits ou des coalitions entre acteurs apparaît plus importante que le résultat de l'agrégation des préférences, jugée optionnelle (De Marchi et al., 2000; Frame and O'Connor, 2011). C'est davantage la délibération collective qui est recherchée pour faire émerger une préférence sociale (Dryzek and List, 2003).

La **délibération** se présente comme une modalité d'évaluation justifiée de différentes façons : elle peut viser à faire émerger des solutions fondées sur une rationalité sociale (Vatn, 2009), à rendre « juste », au plan procédural, une décision aux yeux de ceux dont les valeurs ou intérêts s'en trouvent frustrés (Paavola, 2007), ou encore à faire interagir experts et profanes pour produire des connaissances de qualité en situation d'incertitude (Funtowicz & Ravetz, 1993). Frame et Brown (2008) ont passé en revue une série d'outils (de « technologies post-normales») permettant un dialogue entre acteurs multiples fondé sur une prise de responsabilité collective dans l'expertise et sur la reconnaissance de valeurs plurielles. Ces auteurs mentionnent notamment : les évaluations de durabilité « multi-acteurs », la prospective (dans un cadre pluraliste et participatif) et les bilans comptables dialogiques (« dialogic accounting »). Bien évidemment, approches multicritères et approches délibératives ne sont pas exclusives l'une de l'autre et peuvent être combinées. Plusieurs auteurs, à partir d'argumentaires sensiblement différents, se rejoignent ainsi sur l'idée qu'utiliser des évaluations multicritères dans un cadre délibératif est un moyen utile pour dénouer des problèmes de durabilité au sens fort (Frame and O'Connor, 2011; Rauschmayer and Wittmer, 2006; Vatn, 2009).

¹⁰ Il s'agit de l'ensemble des procédures dites de « surclassement » en recherche opérationnelle : Electre (Roy, 1990), Promethee (Brans and Vincke, 1985), Gaia (Mareschal and Brans, 1994), Naiade (Munda, 1995).

11.2.2. L'agronomie des territoires : représenter la complexité des interactions acteurs - ressources - usages dans un territoire

En développant une pensée systémique, les agronomes se sont progressivement attachés à décrire l'espace puis le territoire dans lequel évoluent les pratiques agricoles pour mieux en comprendre la diversité et tenir compte de forces de changements macroscopiques comme les politiques agricoles, les marchés, les réglementations (Caron, 2005). Si le territoire est devenu un objet « à la mode » (Caron, 2005), seule une frange relativement marginale des agronomes considère le territoire comme leur objet d'étude principal, et à ce titre comme un système socio-écologique à part entière (Benoît et al., 2012). Cherchant à se démarquer d'une agronomie conventionnelle où le territoire n'est qu'un contexte, tantôt physique, tantôt social, de l'agriculture, une « agronomie des territoires » s'est donc instituée. Elle se définit comme l'agronomie qui investit la dynamique des interactions entre pratiques agricoles, ressources naturelles et organisation du territoire (Benoît et al., 2012). Certains revendiquent l'agronomie des territoires comme une science participative et font des relations entre agriculteurs et autres acteurs des territoires (gestionnaires, élus, habitants) leur problématique centrale (Lardon et al., 2012). Les démarches de négociation entre acteurs ou de décision mobilisés en agronomie des territoires, notamment la modélisation d'accompagnement (ComMod, Étienne et al., 2005), relèvent cependant davantage de la gestion de l'espace que de projets de développement territorial (Boiffin et al., 2014).

Deux axes méthodologiques au sein de cette agronomie des territoires¹¹, parfois mobilisés de concert, présentent un intérêt particulier pour l'évaluation : le développement de modèles intégrés pour comprendre les interactions acteurs – usages - ressources dans les territoires agricoles ; et l'ingénierie de la concertation utilisant des représentations spatiales.

La philosophie sous-jacente aux modèles intégrés en agriculture est de remettre de la complexité dans la modélisation des systèmes agricoles en simulant des interactions entre divers sous-systèmes (et pas que le système de production), en prenant en compte un large éventail d'enjeux, à la fois économiques, environnementaux et sociaux, et en s'intéressant à des échelles spatio-temporelles plus larges (pas seulement la parcelle et l'année) (Bland, 1999). Les modèles intégrés acceptent ainsi que des sous-modèles issus de différents corpus théoriques

¹¹ Nous associons ces méthodes à l'agronomie des territoires compte-tenu de la définition qui en est donnée, mais les auteurs de ces méthodes ne se revendiquent pas nécessairement comme des agronomes des territoires.

puissent être couplés de façon à représenter des dynamiques d'évolution, à déceler de potentiels effets contre-intuitifs ou à explorer des scénarios d'évolution possibles (Bland, 1999; Jakeman and Letcher, 2003; Pahl-Wostl et al., 2013). Les sous-modèles sont liés entre eux via des interfaces (Bergez et al., 2009), mais pas au travers d'une conceptualisation commune, et c'est leur capacité à représenter des phénomènes macroscopiques qui est recherchée plus que l'exhaustivité des processus en jeu ou la finesse avec laquelle ils sont modélisés. Cette façon de représenter la complexité (par la sélection de quelques processus et leur couplage) permet de répondre aux problèmes que se posent les agronomes des territoires, comme par exemple l'impact des pratiques agricoles sur les ressources en eau d'un territoire (Bergez et al., 2012) ou la conception de modèles agroécologiques territorialisés (Martin et al., 2013). En modélisation intégrée, le recours à des approches participatives peut être utilisé pour définir la structure des modèles, renseigner des données difficilement accessibles, ou encore évaluer la pertinence des modèles (Clavel et al., 2012; Delmotte et al., 2013; Murgue et al., 2016; van Asselt and Rijkens-Klomp, 2002).

Certains types de modèles sont devenus incontournables pour nombre de problématiques relevant de l'agronomie des territoires : les modèles spatialisés, plus ou moins étroitement liés à des systèmes d'information géographique (Bergez et al., 2012; Chopin et al., 2017; Hartkamp et al., 1999) et les modèles multi-agents (Bousquet and Le Page, 2004; Gaudou et al., 2013). Les modèles spatialisés permettent de tenir compte des patrons d'occupation des sols et de la mosaïque paysagère dans les interactions socio-écologiques qui ont lieu à l'échelle d'un territoire. Ces interactions spatiales sont fondamentales pour aborder des questions comme la gestion des ravageurs des cultures (Salliou, 2017) ou la gestion agricole de l'eau (Clavel et al., 2012). Les modèles multi-agents sont quant à eux essentiels pour observer des dynamiques émergentes liées à des interactions entre agents ou entités spatiales. Ces modèles ont ainsi permis de mieux comprendre les effets de différents régimes fonciers ou de normes sociales sur la dynamique et la structure d'agroécosystèmes (Castella et al., 2005; Rouchier et al., 2001). Les modèles multi-agents mobilisés en agronomie des territoires sont souvent spatialisés, en particulier pour représenter la gestion agricole des ressources en eau (Gurung et al., 2006; Naivinit et al., 2010).

Un intérêt majeur des modèles intégrés pour l'évaluation est de calculer des variables relevant de processus très divers (croissance de la végétation, pratiques agricoles, flux hydriques etc.), qui peuvent servir d'indicateurs quantitatifs utiles aux évaluations de durabilité, notamment *ex*

ante (Alkan Olsson et al., 2009; Bergez et al., 2012; Jakeman and Letcher, 2003). Modélisation et évaluation sont d'ailleurs souvent pensées ensemble : on parle en ce cas de « modélisation et analyse intégrées » (« *integrated assessment and modelling* »). Au-delà de la diversité des variables calculées, un autre apport des modèles intégrés est de considérer différentes échelles d'espace et de temps ainsi que de la variabilité spatiale et des dynamiques temporelles, que l'on peut alors analyser. Ainsi, des questions du type « y a-t-il des zones privilégiées / sacrifiées ? Y a-t-il des années où les effets d'un scénario sont plus problématiques / plus intéressants que d'autres ? Y a-t-il au contraire des régularités ? Les efforts demandés à l'échelle des exploitations agricoles se traduisent-ils par des effets aussi nets à l'échelle du territoire ? » peuvent trouver des éléments de réponse.

Les méthodes participatives sont également largement mobilisées par les agronomes du territoire, qui contribuent ce faisant à produire de nouvelles démarches et à en affiner d'autres. On peut ainsi citer : les zonages à dire d'acteurs (Bonin et al., 2001), les jeux de rôles, souvent couplés à des modèles multi-agents (Barnaud et al., 2008; Etienne, 2003; Felten et al., 2012), et la prospective participative à partir de modèles spatiaux (Hautdidier et al., 2016; Lardon and Piveteau, 2005). Dans ces exercices, ce sont les processus de négociation entre acteurs et d'apprentissage collectif qui sont recherchés, plus que le résultat du processus (la carte finale, la situation finale du jeu...) (Barnaud and Van Paassen, 2013; Bonin et al., 2001; Lardon et al., 2008). Ces exercices sont généralement itératifs, avec plusieurs cycles successifs ou avec plusieurs groupes d'acteurs. Les modèles de représentation privilégiés, qu'ils soient informatiques ou non, sont relativement simples et co-construits avec les participants. L'« évaluation », dans ce type de démarche, correspond essentiellement au suivi du processus : tracé des étapes, de l'évolution du modèle, enquêtes auprès des participants pour analyser les apprentissages ou les déplacements... L'analyse des sorties du modèle/du jeu ou la comparaison des différents scénarios, par exemple sous la forme d'une évaluation multicritère, est par opposition souvent absente. Néanmoins, les dispositifs participatifs décrits ici permettent d'articuler les aspects *multiacteur* et *spatial* à la différence de la plupart des travaux relevant explicitement de l'évaluation multicritère.

II.2.3. Des approches et outils complémentaires, mais encore peu intégrés

Economie écologique et agronomie des territoires offrent de nombreuses zones de convergences et des complémentarités riches pour traiter la question de l'évaluation à l'échelle d'un territoire agricole. D'abord, ce sont deux spécialités qui se sont construites en

questionnant les hypothèses traditionnelles de leur discipline mère ou en investissant leurs angles morts. Un point commun de leur « rébellion disciplinaire » est leur volonté de réintégrer de la complexité dans les systèmes étudiés, et à ce titre de placer les incertitudes et la diversité (des points de vues, des échelles, des processus...) au cœur des représentations du monde qu'ils proposent. Conséquences directes, ces nouveaux champs font alliances avec d'autres disciplines, puisant dans les sciences de l'environnement pour l'économie écologique et dans la géographie pour l'agronomie des territoires. Chacune développe un axe de recherche conséquent sur les méthodes et outils adaptés à leur vision du monde.

Ces développements méthodologiques intéressent particulièrement l'évaluation et l'aide à la décision. L'économie écologique, faisant preuve d'un certain « pessimisme technologique » (Douai and Plumecocq, 2017), a plutôt produit des références sur l'évaluation multicritère multi-acteur et le lien entre évaluation et délibération collective. L'espace reste une dimension relativement absente de ces évaluations et la simulation informatique fait l'objet d'une certaine défiance (van der Sluijs, 2002). L'agronomie des territoires mobilise également des approches délibératives, à des fins de concertation et d'apprentissage collectif, où l'espace, matérialisé par des cartes ou des interfaces plus abstraites, permet l'expression et la confrontation de valeurs diverses. Elle est moins frileuse à l'idée de mobiliser modèles et technologies informatiques ; ainsi, l'évaluation est fortement liée aux modèles intégrés, plus ou moins informatisés et complexes. Ces modèles permettent de produire des données qualitatives et quantitatives, souvent spatialisées et dynamiques. Cela permet d'explorer une diversité d'impacts, y compris des impacts « en cascade » et sur des pas de temps longs. Apparaissent donc des similitudes et des espaces de recouvrement entre les deux champs mais surtout un grand nombre de complémentarités sur les façons de concevoir et d'outiller l'évaluation. Il n'y a par ailleurs pas d'incompatibilités théoriques entre les deux champs, ce qui permet d'envisager des hybridations conceptuellement solides».

Pour résumer, l'économie écologique pense l'évaluation dans une perspective multicritère et multiacteur, outillée par des dispositifs de mise en visibilité des incommensurabilités, alors que l'agronomie des territoires la conçoit plutôt dans une perspective multicritère et spatialisée, outillée par des modèles intégrés et/ou une ingénierie participative. Les démarches d'évaluation multicritères multi-acteurs et spatialisées sembleraient donc les plus à même d'éclairer des problèmes de gestion « doublement complexes ».

Cette promesse théorique est cependant difficile à mettre en pratique. Dans l'article *How do multi-criteria assessments address landscape-level problems? A review of studies and practices* (Allain, Plumecocq, & Leenhardt, 2017, annexe 1), nous montrons en effet que les approches spatialisées et multi-acteurs des évaluations de durabilité peinent à se rencontrer. Sans doute est-ce dû au fait qu'elles reposent sur des conceptions opposées de ce qui constitue une décision rationnelle. Les approches multi-acteurs adoptent une rationalité procédurale (Simon, 1976) ou communicationnelle (Habermas, 1984) selon lesquelles le processus de délibération conduit des individus à s'accorder sur une solution satisfaisante en situation d'incertitude. Les approches d'évaluation spatialisées, au contraire, assument une rationalité substantielle (Simon, 1976) où l'accumulation d'informations permet au décideur de définir les contours de l'espace des possibles à explorer et d'y ordonner ses préférences. Ainsi, les quelques exemples d'évaluations multicritères qui intègrent conjointement un aspect multi-acteur et un aspect spatial, nonobstant leur potentiel pour « capter » la double complexité des problèmes de gestion des ressources à l'échelle territoriale, ressemblent plutôt à des patchworks d'outils plutôt qu'à des projets d'intégration méthodologique.

Assez logiquement donc, ces assemblages trouvent des faiblesses (Allain et al., 2017) : l'étape clé de formalisation du problème (première compression) est souvent négligée ; les procédures utilisées pour agréger des critères, des jugements ou des unités spatiales supposent généralement que « tout se vaut » (procédures compensatoires); les outils de spatialisation servent plutôt à combiner des données spatiales et analyser des performances, mais pas, malgré leur potentiel, à stimuler un processus délibératif ; la complexité des systèmes socio-écologiques -les multiples niveaux, les incertitudes, la variabilité spatio-temporelle- est généralement peu prise en compte dans l'évaluation. Ces faiblesses appellent donc un travail de développement méthodologique pour que l'évaluation multicritère soit capable d'investir des problèmes multi-acteurs et spatialisés. Ce travail est présenté dans le chapitre suivant.

Chapitre 3 : Développement de la méthode

Le développement de la méthode a été progressif, et j'ai considéré ensemble les enjeux situés et méthodologiques auxquels je souhaitais répondre. Ce chapitre n'est pas ordonné selon la chronologie du développement de la méthode. Je présente d'abord les fondements de la démarche méthodologique, à la fois les arbitrages réalisés et les sources théoriques, puis la démarche méthodologique générale que j'ai conçue à partir de l'hybridation d'autres méthodes. Dans un deuxième temps, j'explique comment cette démarche a été adaptée à la question de recherche et au terrain d'étude. Je présente donc les principaux outils mobilisés puis la mise en œuvre concrète de la démarche, étape par étape, dans le territoire Aveyron aval- Lère.

III.1. Genèse et sources

III.1.1. Arbitrages initiaux

Faute de méthode préexistante pour répondre, dans son entièreté, à la question « *Que valent les différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique ?* », il fallait donc inventer pour qu'« analyse » puisse rimer avec « délibération » et « multiacteur » avec « spatial ». J'ai donc envisagé deux options méthodologiques compatibles avec l'ambition de la thèse. La première option (que je n'ai pas retenue), consistait à réaliser une évaluation multicritère spatialisée « d'un bout à l'autre » de la démarche. Dans ce cas, les représentations spatiales sont au cœur de la démarche, pour les scénarios bien sûr, mais aussi pour les jugements des acteurs, et la délibération est médiatisée par des cartes. La deuxième option consistait en une évaluation multicritère multiacteur mobilisant des représentations spatiales, mais au cours de laquelle les acteurs expriment des jugements sur les scénarios à l'échelle du territoire entier. La composante « spatiale », présente dans l'énonciation des scénarios et/ou les indicateurs utilisés, disparaît donc du rendu final de l'évaluation.

C'est finalement cette deuxième option qui a été retenue. Ce choix se justifie de deux façons. D'abord, cette démarche permettait *a priori* de mieux articuler analyse et délibération. En effet, avec l'option utilisant des représentations spatiales tout au long du dispositif (première option envisagée), l'acteur-évaluateur aurait été confronté en premier lieu à la question de la spatialisation de ses jugements : Où se situent les zones qui portent le plus d'enjeux pour lui ? Comment y évaluer l'impact d'un scénario ? Quelle différence par rapport à d'autres zones du territoire ? » Avec l'option d'une évaluation « territorialisée » (deuxième option), en revanche,

l'acteur-évaluateur est davantage amené à mettre les indicateurs en relation les uns avec les autres et donc, implicitement, à se poser la question des processus socio-écologiques qui relient ces indicateurs entre eux. Une autre raison déterminante pour opter pour la seconde option est apparue au cours de la définition des indicateurs d'évaluation, réalisée en grande partie via des consultations d'experts (au sens large, voir Chap. IV) : une très large majorité des indicateurs proposés par les experts n'avaient pas vocation à être spatialisés. Ce résultat alors surprenant rendait de fait la première option méthodologique inutilisable.

III.1.2. L'hypothèse méthodologique

J'ai donc développé une démarche d'évaluation multicritère multi-acteurs mobilisant un modèle intégré et des représentations spatiales. Cette démarche générale procède en six étapes :

- Structuration du problème : l'espace du problème, théoriquement infini, est résumé en un nombre fini d'alternatives (de scénarios), de parties prenantes et d'enjeux (ou critères d'évaluation). Il prend donc la forme d'un problème de choix social.
- Traduction pour la modélisation : les différents attributs du problème, exprimés en mots, sont transformés en fichiers « d'entrée » pris en charge par un modèle et en demandes de fichiers de « sortie », que ce modèle pourra écrire. Les fichiers d'entrée rassemblent à la fois les paramètres du modèle pour le territoire d'étude et les fichiers correspondants aux scénarios à modéliser. Les fichiers de sorties comprennent l'ensemble des données nécessaires à l'analyse des impacts des scénarios et à leur évaluation.
- Simulation : à cette étape, c'est en principe le modèle « qui travaille ». Néanmoins, il s'agit d'un processus itératif et collaboratif où la cohérence des sorties doit être vérifiée, ce qui peut amener, en cas de problème, à revoir les fichiers d'entrée ou le code du modèle.
- Adaptation des sorties de simulation : les sorties brutes du modèle sont agrégées, combinées et mises en forme, de façon à ce qu'elles deviennent utilisables. Autrement dit, cette étape vise à développer des *indicateurs*, définis comme des objets tangibles permettant à leurs utilisateurs d'apprendre et d'exprimer un jugement de valeur sur une situation (Allain, Plumecocq, & Leenhardt, 2018).
- Evaluation en ateliers (groupes de travail homogènes) : différents groupes d'acteurs sont amenés à remplir une « matrice d'évaluation » dans laquelle ils expriment des jugements pour chaque croisement « scénario / critère ». Il s'agit également d'une phase

de délibération collective où il est demandé aux différents individus composant un groupe de s'entendre sur des jugements collectifs et sur ce qui motive ces jugements.

- Analyse et discussion : les matrices d'évaluation sont analysées en termes de proximités et divergences entre groupes d'acteurs, scénarios et critères d'évaluation. Cette analyse permet d'alimenter un débat à l'échelle de l'ensemble des acteurs (arène hétérogène) et d'esquisser de nouvelles pistes de recherche ou d'action collective.

Ce déroulé s'inspire très largement de la démarche INTEGRAAL développée dans les années 2000 au C3ED (Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement, à l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines) (O'Connor, Small, & Wedderburn, 2010). Dans la démarche INTEGRAAL, une étape spécifique (étape 3, sur la Fig. 3) vise à créer des catalogues d'indicateurs que pourront mobiliser les acteurs-évaluateurs. L'originalité de cette thèse est d'enrichir cette étape en simulant des scénarios de gestion de l'eau grâce à un modèle intégré. Cette hybridation n'est possible que moyennant deux étapes de traduction, qui permettent à une information issue du monde « réel » (généralement sous forme narrative) d'être comprise et traitée dans le monde « virtuel » du modèle, où seules les données quantitative ont une existence, et vice-versa. Ces étapes de traduction – qui renvoient au problème de conversion entre narrations et chiffres (Alcamo, 2008) – sont constitutives des démarches de scénarisation assistées par modèles (Leenhardt et al., 2012). La démarche méthodologique qui résulte de cette hybridation reprend donc, pour l'essentiel, les étapes de la démarche INTEGRAAL, auxquelles se greffent des étapes de traduction pour le modèle, simulation et adaptation des sorties de modèle (Fig. 5). Elle se compose donc d'un volet « analytique » de modélisation et analyse intégrée de scénarios et d'un volet « délibératif » d'évaluation multicritère multi-acteur.

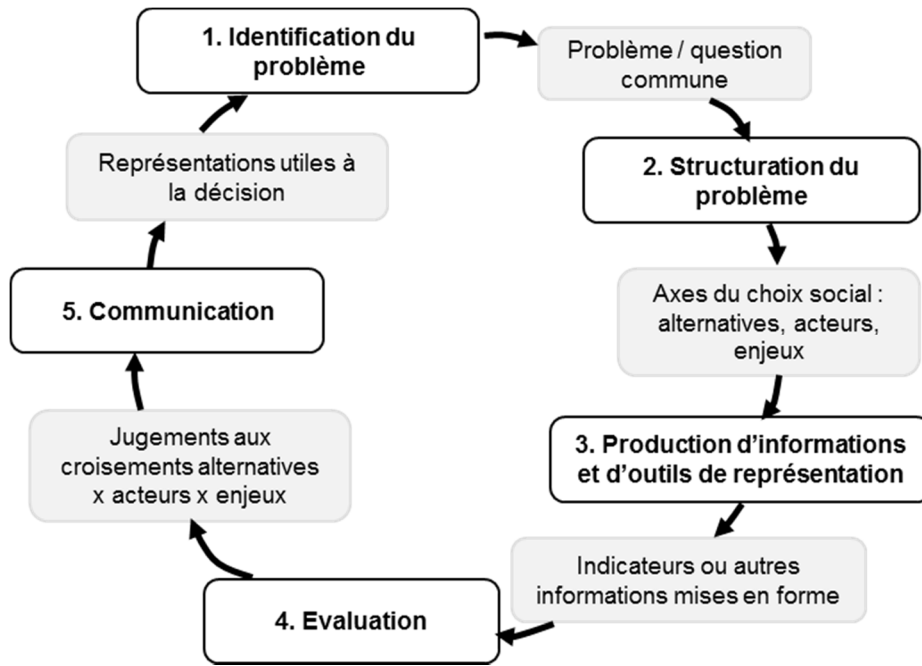


Fig. 3 Les 5 étapes de la méthode INTEGRAAL (schéma adapté de O'Connor et al., 2010)
 Les cases en gris clair correspondent aux objets qui résultent de chaque étape.

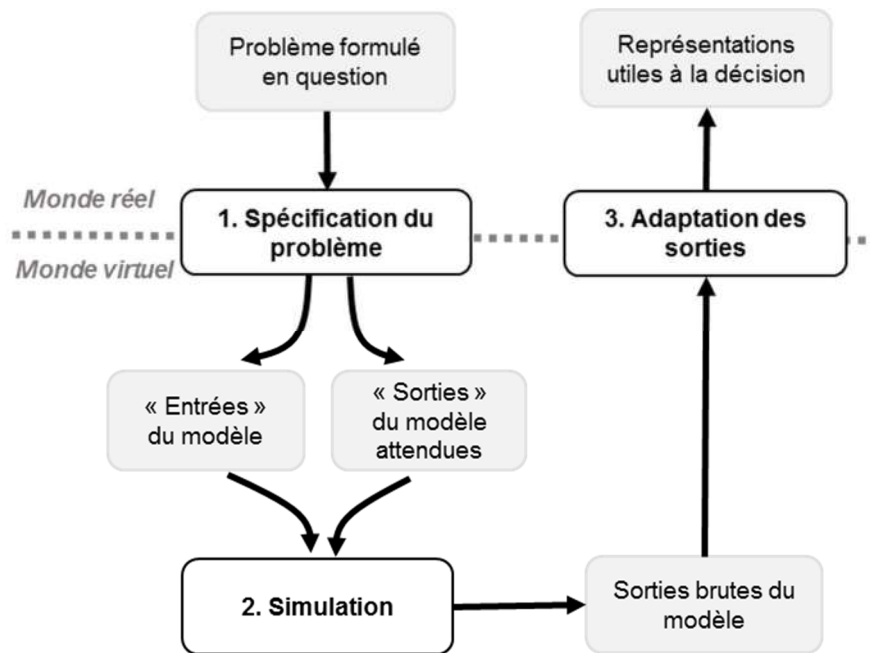


Fig. 4 Les 3 étapes des méthodes de scénarisation outillées par modèle (schéma adapté de Leenhardt et al., 2012)

L'hybridation entre démarche d'évaluation multi-acteurs et analyse intégrée¹² produit une bifurcation dans l'usage des indicateurs. En effet, les mêmes indicateurs issus des simulations alimentent à la fois l'analyse intégrée des scénarios (étape 5', Fig. 5) et l'évaluation par les acteurs de ces mêmes scénarios (étape 5, Fig. 5). Les indicateurs d'évaluation sont donc pensés dans leur double fonction : analytique (comprendre et décrire les effets des scénarios) et normative (permettre l'expression et la confrontation de jugements de valeurs) (Frame & O'Connor, 2011). Reconnaître cette double fonction implique de repenser plusieurs choix au moment du développement des indicateurs, notamment les choix d'agrégation spatiale et de représentation (Allain et al., 2018). Si elle complexifie certains choix, la bifurcation entre analyse intégrée, d'une part, et évaluation - délibération, d'autre part, est surtout une richesse, dans le sens où elle permet théoriquement de mettre en regard deux types de résultats : ceux concernant la compréhension des impacts des scénarios et ceux portant sur les jugements des acteurs sur les scénarios et le jeu social qu'ils révèlent. La démarche méthodologique que je propose ici peut donc constituer un résultat en soi, si elle permet effectivement de créer des synergies entre analyse et délibération et d'articuler complexité « du système » avec complexité « de sens ». A ce stade, il ne s'agit encore que d'une hypothèse qui va être mise à l'épreuve d'un cas d'application.

¹² A partir d'ici, pour éviter les confusions, je réserverai le terme d' « évaluation » au processus qui consiste à porter un jugement de valeur sur un scénario, et celui d' « analyse intégrée » au processus qui consiste à estimer les impacts de scénarios sur différentes variables d'intérêt ou indicateurs (notamment à l'aide de la modélisation). Cette distinction renvoie à la distinction entre *evaluation* et *assessment* en anglais, qui est absente en français.

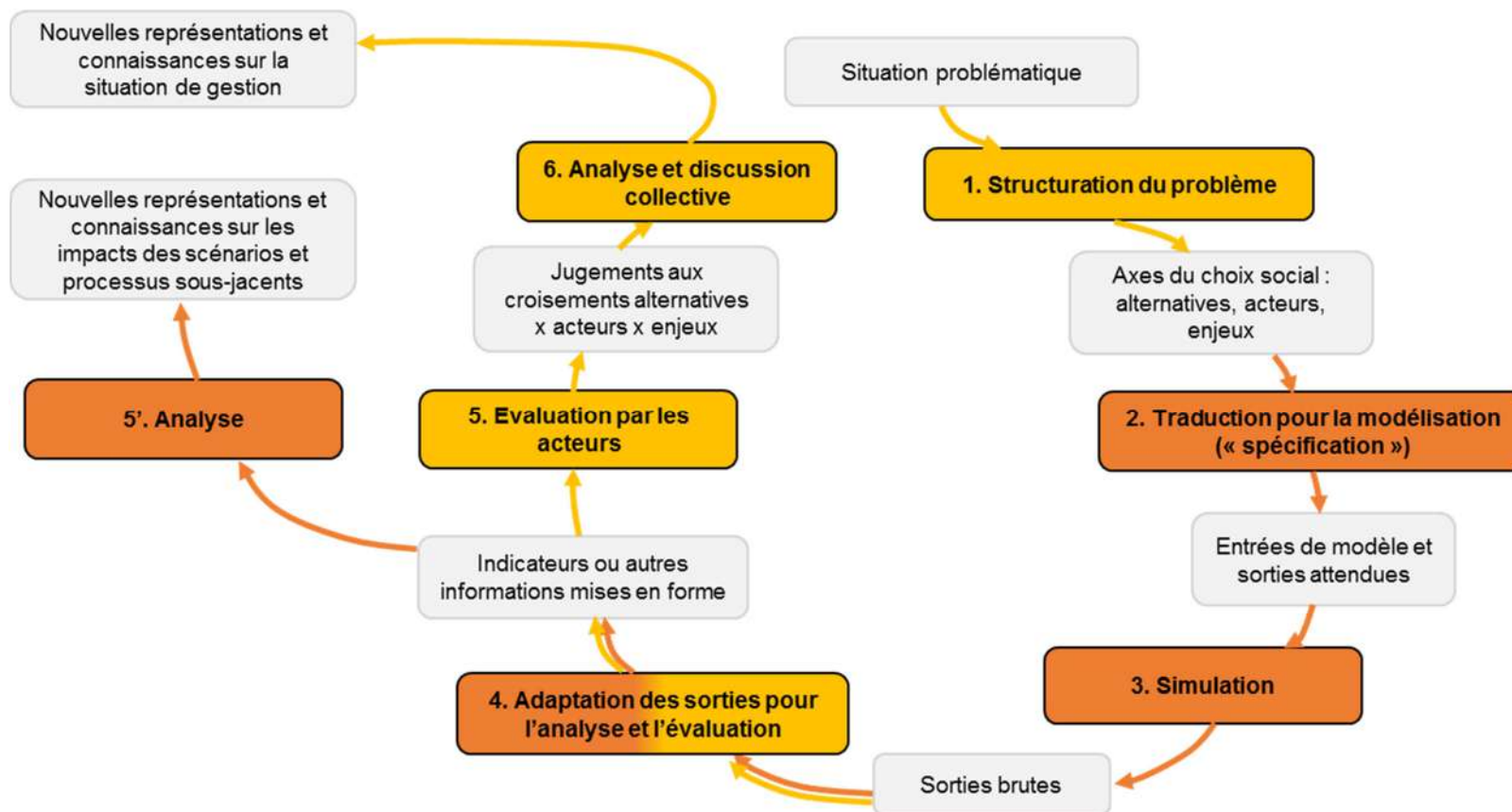


Fig. 5 Démarche d'évaluation multicritère multi-acteurs couplée à une modélisation et analyse intégrées

(Multi-actor multi-criteria evaluation combined to integrated assessment and modelling)

En jaune : les étapes issues de la démarche INTEGRAAL d'évaluation-délibération ; en orange : les étapes issues de la modélisation et analyse intégrées de scénarios.

L'étape 4 visant à adapter les sorties de modèles pour produire des indicateurs engage une bifurcation entre le volet analytique et le volet délibératif de la démarche.

III.2. Outillage de la méthode

Deux outils ont occupé une place centrale dans la méthode : la plateforme de modélisation et de simulation MAELIA (Multi-Agents for Environmental Norms Impact Assessment, (Gaudou et al., 2013) et l'application KERBABEL DST d'évaluation multicritère multiacteur (Chamaret, O'Connor, & Douguet, 2009). Nous détaillons ici quelques caractéristiques de ces outils ; néanmoins, MAELIA (<http://maelia-platform.inra.fr/>) et KERBABEL DST ([cahier du C3ED No.2007-05 D](#)) disposent d'une documentation spécifique à laquelle de lecteur pourra également se référer.

III.2.1. La plateforme de modélisation et de simulation MAELIA

La plateforme MAELIA se présente à la fois un outil de modélisation et de simulation (utilisation du modèle). Le modèle MAELIA est issu d'un projet initié par des chercheurs-modélisateurs pour représenter les bassins versants agricoles pendant la période d'étiage et évaluer les impacts de différentes normes environnementales. Le modèle est un modèle intégré, dans la mesure où il couple des sous-modèles représentant des processus hétérogènes à différentes échelles d'espace et de temps (Gaudou et al., 2013).

C'est également un modèle multi-agent et spatialisé qui reconnaît trois types d'entités (Gaudou et al., 2013) :

- des "agents" qui sont des acteurs du territoire, comme par exemple des agriculteurs ou des gestionnaires d'ouvrage, et qui réalisent des actions selon des règles de décision définies ;
- des "ressources matérielles", par exemple un champ, un équipement d'irrigation, ou une retenue, qui sont des objets physiques localisés dans l'espace et dans le temps ;
- des "ressources cognitives", c'est-à-dire des informations, des croyances ou des attentes que les acteurs considèrent lorsqu'ils prennent des décisions.

Le projet MAELIA a poursuivi son développement dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA, la CACG (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne) et ARVALIS (institut technique agricole dédié aux grandes cultures) afin d'appréhender des problèmes réels de gestion de l'eau, et en particulier simuler les impacts, pendant l'étiage, de différents types de scénarios, qu'il s'agisse de changements agricoles, de nouvelles modalités de gestion de l'eau, de réaménagement du territoire ou bien encore d'évolution du climat (Therond et al., 2014). La plateforme de modélisation est donc devenue également une plateforme de simulation à

visée opérationnelle, avec des applications à destination d'acteurs de terrain (ex : le projet SIMULTEAU pour les organismes uniques de gestion collective de l'eau, (Lacroix, Lardy, Murgue, Eza, & Leenhardt, 2018)).

Les trois principaux modules qui composent MAELIA dans sa mouture actuelle sont (Therond et al., 2014) :

- un module hydrologique, représentant les flux d'eau (ruissellement, drainage, infiltration) à partir des formalismes de SWAT (Soil and Water Assessment Tool, (Arnold, Srinivasan, Muttiah, & Williams, 1998);
- Un module agricole, comprenant entre autre un modèle de croissance des cultures fonction du stress hydrique (AqYield, (Constantin, Willaume, Murgue, Lacroix, & Therond, 2015) et un modèle décisionnel pour toutes les opérations techniques agricoles (Murgue et al., 2014) ;
- Un module de gestion de l'eau, représentant les opérations de lâchers d'eau et les restrictions d'usage en fonction notamment des débits simulés aux points nodaux.

Ces trois modules ont été paramétrés pour différents territoires du bassin Adour-Garonne, dont l'Aveyron aval - Lère. Ce paramétrage a nécessité de combiner des données de différentes natures : issues de bases de données publiques, d'entretiens et d'expertise (Murgue et al., 2016). La pertinence du modèle et des paramétrages a été vérifiée par comparaison entre données observées et données simulées sur la période 2001-2010 pour les prélèvements d'eau agricoles annuels (AEAG) et pour les débits d'étiage journaliers aux points nodaux (banque HYDRO) et par confrontation à l'expertise d'acteurs locaux pour d'autres variables (répartition des tours d'eau pour chaque système de culture et dynamique des prélèvements) (Murgue, 2014).

III.2.2. L'outil d'accompagnement de la délibération KERBABEL

L'application web KERBABEL est une production du C3ED visant à outiller la démarche d'évaluation-délibération INTEGRAAL (O'Connor et al., 2010). Cet outil permet de représenter un problème de choix social comme un ensemble de jugements de valeurs que des acteurs différents portent sur des situations différentes en fonction de différents critères. Concrètement, cela se matérialise par une matrice composée de trois axes – celui des acteurs, celui des situations (ou scénarios) et celui des enjeux (ou critères) – à l'intersection desquels s'expriment des jugements (Fig. 6). Ces jugements de valeurs sont symbolisés par des couleurs, définies par l'utilisateur (par exemple : rouge = inacceptable ; vert = acceptable).

Une fois que toutes les cellules de la matrice sont remplies (et donc colorées), celle-ci peut être lue sous différents angles : celui des acteurs, celui des scénarios ou celui des enjeux. Cette navigation dans la matrice de délibération permet donc à un acteur de découvrir comment il se positionne par rapport à d'autres et peut l'amener à essayer de comprendre le raisonnement des autres. De plus, la mise en lumière des différences entre scénarios et des divergences entre acteurs peut servir à accompagner une discussion collective (Chamaret et al., 2009; Frame & O'Connor, 2011). L'outil est donc conçu comme un support d'apprentissages, de discussions et de communication (Chamaret et al., 2009).

L'intérêt premier de l'outil KERBABEL dans le cadre de cette thèse est la navigation dans la matrice. Ainsi, la matrice peut être remplie acteur par acteur puis ensuite analysée scénario par scénario (ou encore critère par critère) (Fig. 6). Le remplissage de la matrice par les acteurs constitue donc un premier exercice de délibération (il faut se mettre d'accord sur les jugements de valeurs attribués à chaque scénario pour chaque critère) et sa lecture en constitue un autre - dans le cas de cette thèse axée sur la comparaison des différents scénarios - visant à mettre en évidence, expliquer et discuter les différences observées.

Au cours d'un exercice d'évaluation (premier exercice de délibération), un acteur ou groupe d'acteurs est amené à remplir une « tranche » de la matrice. Cette évaluation peut être directe, sans nécessiter de justification particulière, ou être informée par des indicateurs, qui ont alors valeur d'argument. L'interface KERBABEL propose en ce cas à l'utilisateur un lien vers un « kiosque d'indicateurs ». Ce kiosque se compose de « profils d'indicateurs » - un ensemble de méta-informations touchant à la validité scientifique d'un indicateur et à sa pertinence dans un contexte d'utilisation donné (O'Connor & Spangenberg, 2008; van der Sluijs, Douguet, O'Connor, & Ravetz, 2008) - généralement renseignés avant l'évaluation par celui qui la conçoit. Des ajouts sont cependant possibles lors de l'évaluation, si les indicateurs disponibles apparaissent insuffisants aux yeux des acteurs-évaluateurs. Dans le cadre de cette thèse, le kiosque aux indicateurs (web) a été remplacé par un livret d'indicateurs (papier).

Utiliser des indicateurs multiples pour élaborer un jugement unique suppose une opération d'agrégation. Avec KERBABEL, l'acteur-évaluateur qui mobilise des indicateurs leur attribue un jugement de valeur (couleur représentant des appréciations positives ou négatives) et une importance (contribution relative de l'indicateur au critère). Dans l'interface, une agrégation est réalisée automatiquement selon le principe du vote : le jugement de valeur qui obtient le plus grand poids relatif (pourcentage) cumulé l'emporte, indiquant ainsi le jugement

synthétique qu'un acteur ou groupe d'acteurs porte sur un scénario pour un critère donné. Le jugement synthétique qui résulte de cette agrégation est représenté par une barre colorée dont la couleur correspond au jugement de valeur majoritaire et la longueur à son importance (%). Dans le cadre d'évaluations en groupes, l'exercice consistant à choisir les indicateurs pertinents pour un critère donné, leur importance respective et à leur attribuer un jugement de valeurs peut ou non être accompagné par un « facilitateur ».

Pour alimenter le deuxième exercice de délibération collective (lié à la lecture des résultats des évaluations), la matrice KERBABEL permet de comparer les scénarios, au regard des jugements synthétiques des acteurs, de différentes façons. D'abord, il est possible d'observer des tendances générales, par exemple les scénarios les plus/moins appréciés collectivement ou ceux qui font l'objet d'incertitudes ou de jugements mitigés. Ensuite, il est possible de comparer les scénarios au travers des convergences et divergences entre groupes d'acteurs. Enfin, les scénarios peuvent être comparés à l'aune des compromis entre critères qu'ils exigent. Ces différents éléments – patrons généraux, divergences entre acteurs, compromis entre critères – contribuent à l'analyse des scénarios et permettent d'alimenter la discussion. Néanmoins, un retour aux indicateurs utilisés et aux jugements minoritaires (qui ne s'affichent pas dans l'interface) peut être utile pour par exemple déceler des débats intra-groupes ou encore analyser les argumentaires déployés par les acteurs. De plus, les indicateurs ajoutés par les participants peuvent servir à mettre en évidence des enjeux, des scénarios ou des acteurs pour lesquels les indicateurs disponibles font défaut, par leur absence ou leur mauvaise qualité.

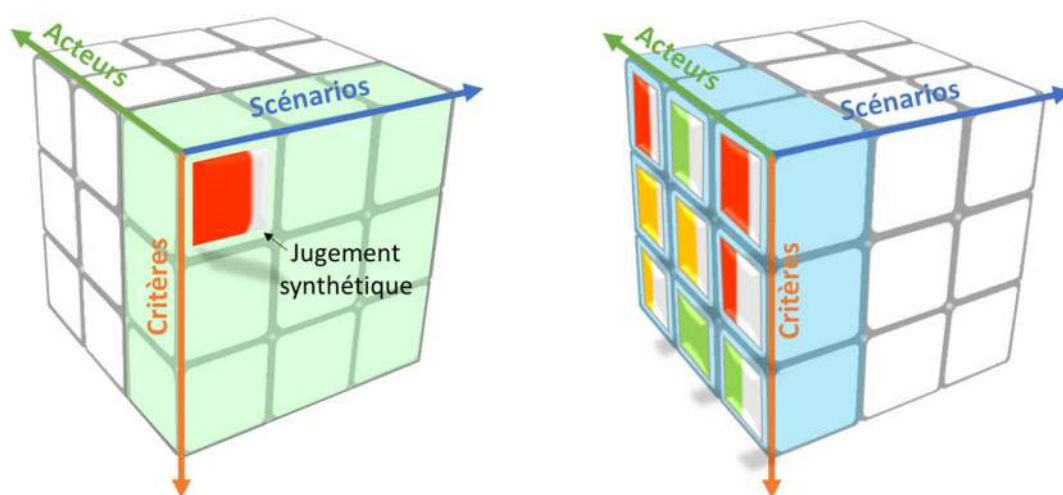


Fig. 6 Principe de la matrice KERBABEL (adapté de van der Sluijs et al., 2008)

A gauche : angle de remplissage (par acteur) ; à droite : angle de lecture adopté dans la thèse (par scénario)

III.3. Mise en œuvre de la méthode pour le territoire Aveyron aval-Lère

La mise en œuvre de la méthode est détaillée dans la communication écrite *Post-normal science in practice: a method proposal and its application to agricultural water management* (Allain, Plumecocq, & Leenhardt, 2018, annexe 5). La description qui en est faite ici est davantage axée sur ce qui a motivé mes choix à chaque étape de la méthode. La méthode est donc présentée comme une trajectoire qui s'est affinée chemin faisant, à la différence d'un déroulé qui serait déjà entièrement balisé avant la confrontation au terrain. Pour les étapes 2 et 3, je passerai du « je » au « nous » dans l'écriture, car ces étapes ont nécessité une collaboration active avec l'équipe en charge du développement de MAELIA dans notre laboratoire et ont beaucoup avancé dans le cadre du stage de Grégory Obiang Ndong (Obiang Ndong, 2017).

III.3.1. Etape 1 : Structuration du problème

L'identification des parties prenantes à la gestion de l'eau s'est faite en mobilisant les résultats d'autres travaux réalisés dans la zone (Gaulupeau, 2010; Gehlé, 2012) et des documents institutionnels, et lors de discussions avec des collègues sociologues ayant investi le même territoire d'étude (Thomas Debril et Alexandre Gaudin). Le lecteur pourra constater qu'au fil du temps, les acteurs prenant part à la démarche ont évolué. Parmi les raisons qui expliquent cette évolution, figurent : des changements de disponibilités des acteurs entre les différentes phases de la démarche, des changements organisationnels (notamment fusion des régions Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon) et des personnalités ou institutions plus enclines à participer à certains dispositifs qu'à d'autres¹³. D'une façon générale, ont participé à l'exercice : les services de l'Etat (DDT – Direction Départementale des Territoires, AFB – Agence Française pour la Biodiversité, DREAL – Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, DRAAF – Direction Régionale de l'Agriculture, l'Alimentation et de la Forêt, Agence de l'eau), la profession agricole (ASAi – Association Syndicale Autorisée pour l'Irrigation, CA - Chambre d'Agriculture, coopératives, instituts techniques), des collectivités locales (essentiellement Conseil Départemental et Pôle d'Equilibre Territorial Rural du pays Midi-Quercy qui regroupe presque toutes les communes du territoire d'étude), des

¹³ Le cas de la Chambre d'agriculture du Tarn-et-Garonne est le plus illustratif. Celle-ci a volontiers accepté de participer à la phase d'entretiens individuels et à la restitution des travaux. En revanche, il n'a pas été possible de la mobiliser sur les phases collectives : réunion visant à construire une grille de critères d'évaluation, et ensuite ateliers d'évaluation, pour lesquels j'ai même essayé des sarcasmes au moment de constituer un groupe.

gestionnaires des milieux aquatiques (outre l'AFB, la Fédération départementale de pêche, des techniciens de rivières, le SATESE – Service d'Assistance au Traitement des Effluents et Suivi des Eaux, qui est un service technique du Conseil départemental) et des associations de protection de la Nature et de l'Environnement (principalement FNE -France Nature Environnement). A noter, une participation prépondérante des services de l'Etat, cohérente avec l'organisation de la gestion de l'eau en France.

Les critères entrant dans l'évaluation ont été définis selon une approche dite « ascendante », pour mettre en exergue les préoccupations et intérêts des acteurs locaux plutôt que des cadres normatifs préétablis (critères DCE, services écosystémiques, etc.). Une campagne de quatre entretiens exploratoires et douze entretiens sur jeu de cartes (Barataud, Arrighi, & Durpoix, 2015) (Tableau 2) m'a permis de construire une première grille de critères. Les cartes de type carte à jouer, représentant une thématique liée à la gestion quantitative de l'eau, ont été spécialement conçues pour cette campagne d'entretien. Les cartes utilisées et le déroulé des entretiens sont détaillés dans la communication *La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique* (Allain, Plumecocq, & Leenhardt, 2016). La grille de critères issue de ces entretiens a fait l'objet d'une discussion et de modifications en réunion collective, à laquelle étaient conviées les personnes préalablement interviewées. Au cours de cette même réunion, les participants ont dessiné les grandes lignes des scénarios de gestion de l'eau qu'ils aimeraient que nous simulions avec la consigne de prioriser ceux sur lesquels ils voudraient « apprendre des choses ». Cinq types de scénarios ont ainsi été mis en avant par ces acteurs : l'amélioration de l'efficience de l'irrigation, l'arrêt de l'irrigation sur les zones amont du territoire, la généralisation de pratiques culturelles agroécologiques « innovantes », la construction d'une retenue de substitution remplaçant les petites retenues, et l'introduction d'une tarification progressive de l'eau.

Tableau 2 : Liste des personnes rencontrées en entretiens pour établir les critères d'évaluation

Interlocuteurs	Type d'entretien	Date
DDT 82, eau et biodiversité	exploratoire	2015
ONEMA 82	exploratoire	2015
ASAi Gouyre	exploratoire	2015
FNE 82	exploratoire	2015
AEAG, service prospective	Jeu de cartes	2016
DREAL, service gestion quantitative	Jeu de cartes	2016
CD 82, service agriculture	Jeu de cartes	2016
CD 82, SATESE	Jeu de cartes	2016
CDA 82, service grandes cultures	Jeu de cartes	2016
Négoce, technicien ventes	Jeu de cartes	2016
Coopérative, technicien irrigation	Jeu de cartes	2016
PETR Midi-Quercy, équipe technique (2 entretiens)	Jeu de cartes	2016
Conseillers municipaux, membres du PETR (2 entretiens)	Jeu de cartes	2016
Fédération de Pêche 82, direction technique	Jeu de cartes	2016

III.3.2. Etape 2 : Traduction pour la modélisation

Le scénario proposant une tarification progressive de l'eau a été rapidement écarté, compte tenu des caractéristiques du modèle. Le contenu précis des autres scénarios, *a priori* simulables, s'est affiné petit à petit. Cette « spécification » tenait compte des caractéristiques du modèle, de ce que l'on connaissait de la zone, des projets passés et en cours, et était également motivée par une intention de générer des résultats contrastés :

- La proposition d'améliorer l'efficacité de l'irrigation s'est transformée en un scénario de pilotage de l'irrigation assisté d'un outil d'aide à la décision. La possibilité d'un changement de matériel (notamment remplacement des enrouleurs par des pivots en grandes cultures), également évoquée et testée, a été abandonnée car dans le modèle MAELIA, les pertes d'eau sont simulées de manière identique d'un matériel à l'autre.
- La proposition d'arrêt de l'irrigation sur les zones amont du territoire a été « calée » sur l'un des scénarios déjà discuté en 2013 (Murgue, 2014) et qui ciblait les zones non-réalimentées et suggérait également de réintroduire des prairies « en tête de bassin », qui, compte-tenu de leur rôle d'épuration, permettraient d'améliorer la qualité de l'eau.
- L'idée de généraliser des pratiques agroécologiques « innovantes » nous laissait, dans la formulation, beaucoup de champ libre. Ce champ s'est d'abord réduit au vu des projets en cours, notamment BAG'AGES, lancé en 2016, avec pour focale les pratiques d'agriculture de conservation des sols et d'agroforesterie. Pour éviter des redondances,

nous nous sommes plutôt concentrés sur les rotations longues et les doubles cultures (deux cultures implantées et récoltées successivement sur une année). Nous avons finalement renoncé à ces dernières car le modèle de culture dans MAELIA (AqYield) n'avait pas été testé pour ce type de pratiques et car le pois d'hiver, que nous souhaitons simuler, n'était pas paramétré. Nous avons donc opté pour un scénario avec des rotations de 4 ans, sur un schéma observé dans certaines exploitations de la zone - tournesol, blé, colza, maïs.

- L'idée de construire une retenue de substitution et d'effacer les petites retenues présentes sur le territoire a légèrement évolué. Compte tenu des difficultés que posait la localisation d'une retenue de très grande taille, nous avons préféré nous servir, autant que possible, de l'infrastructure existante. Le choix a donc été de rehausser les retenues du Gouyre et du Tordre (Fig.1) et d'étendre l'ASAI à toutes les exploitations irrigantes. Comme ces deux retenues étaient situées à l'extrême Sud du territoire d'étude, nous en avons ajouté une à proximité de la Lère réalimentée pour les champs de la rive Nord de l'Aveyron (Obiang Ndong, 2017)

Pour pouvoir simuler ces scénarios avec le modèle MAELIA, il nous a fallu les spécifier pour produire des tableaux de nombres, des codes et des données géolocalisées, utilisables en entrée du modèle MAELIA, à partir de la description littérale des scénarios. Le détail des scénarios effectivement simulés – réduction de la sole irriguée (ci-après scénario « ASSOL »), rotations culturales (« ROTA »), concentration des capacités de stockage d'eau (« RET »), et pilotage de l'irrigation assisté (« OAD ») - est décrit en annexe (annexe 6).

Pour qu'enfin un acteur puisse évaluer ces scénarios, il faut qu'il dispose d'informations sur leurs effets qui soient compréhensibles et aient du sens par rapport aux critères d'évaluation. Les objets tangibles supports de ces informations correspondent à des « indicateurs » (Allain et al., 2018). Les indicateurs adéquats peuvent être identifiés « en laboratoire » à partir de l'expertise des chercheurs et de la bibliographie, via des consultations d'experts, ou avec les acteurs locaux. Si cette dernière possibilité entre en résonance avec le principe de démocratisation des connaissances porté par la science post-normale, dans la pratique, cela n'était pas pleinement réalisable dans un temps restreint. Nous avons donc choisi d'avoir recours à des experts, recrutés majoritairement dans le cadre de notre réseau professionnel, et dont les compétences couvraient dans l'ensemble les champs thématiques de la grille de critères d'évaluation (Tab. 3). Les experts étaient à la fois des chercheurs et des personnes de terrain,

souvent d'ailleurs déjà rencontrées en leur qualité de porteurs d'enjeux lors de la première campagne d'entretiens.

Initialement, nous avons imaginé que les indicateurs puissent être de natures très différentes et résulter de modes d'estimation très divers. Ainsi, lors des réunions avec les experts, je n'ai pas posé de contraintes sur les indicateurs autres que leur caractère *ex ante* (évaluable en amont de la mise en œuvre de changements, par opposition à des indicateurs directement mesurables sur le terrain après l'introduction d'un changement) : ils pouvaient être quantitatif, qualitatif, issus de modèles, de dires d'experts, de narrations, être représentés sous forme d'illustrations, de graphiques, etc. Ces réunions m'ont permis d'alimenter au fur et à mesure une base de « profils d'indicateurs » (Fig. 7), en veillant à ce qu'aucun critère ne se retrouve sans indicateur, quitte, pour cela à cibler de nouveaux experts ou effectuer des recherches bibliographiques.

Tableau 3 : Liste des organismes consultés pour définir des profils d'indicateurs

Organismes	Thématiques principales
INRA, Dynafor	Ecologie des paysages
CNRS, Ecolab	Modélisation hydrologique, milieux aquatiques
INRA, Agir (2 entretiens)	Agronomie
BRGM	Economie des ressources naturelles
SMEGREG	Gestion des usages de l'eau, hydrogéologie
ARVALIS	Economie agricole
ONEMA national	Hydrologie, gestion des usages de l'eau
Chambre régionale d'agriculture	Economie territoriale et prospective
DDT 82	Police de l'eau, gestion du soutien d'étiage
CACG	Hydraulique, hydroélectricité
ADEME	Hydroélectricité
PETR Midi-Quercy (2 entretiens)	Paysage et tourisme

Dans de nombreux cas, les informations collectées via les consultations d'experts ne suffisaient pas à établir des profils d'indicateurs contenant l'ensemble des informations souhaitées (Fig. 7). Nous avons réalisé une série de réunions internes (doctorante, directrice de thèse et équipe informatique) pour compléter les profils d'indicateurs en termes de modes d'estimation (simulables ou non par le modèle MAELIA), fiabilité de l'estimation, données nécessaires pour produire ces indicateurs (en particulier pour établir s'il fallait créer de nouvelles sorties de modèle), faisabilité, et degré de pertinence de l'indicateur par rapport aux scénarios proposés (les changements énoncés dans les scénarios génèrent-ils *a priori* des changements au niveau de l'indicateur ?). Les informations contenues dans les profils d'indicateurs, servant

initialement à évaluer la qualité des indicateurs (van der Sluijs et al., 2008), m'ont également servi de filtre pour prioriser les indicateurs puis comme guide pour les produire.

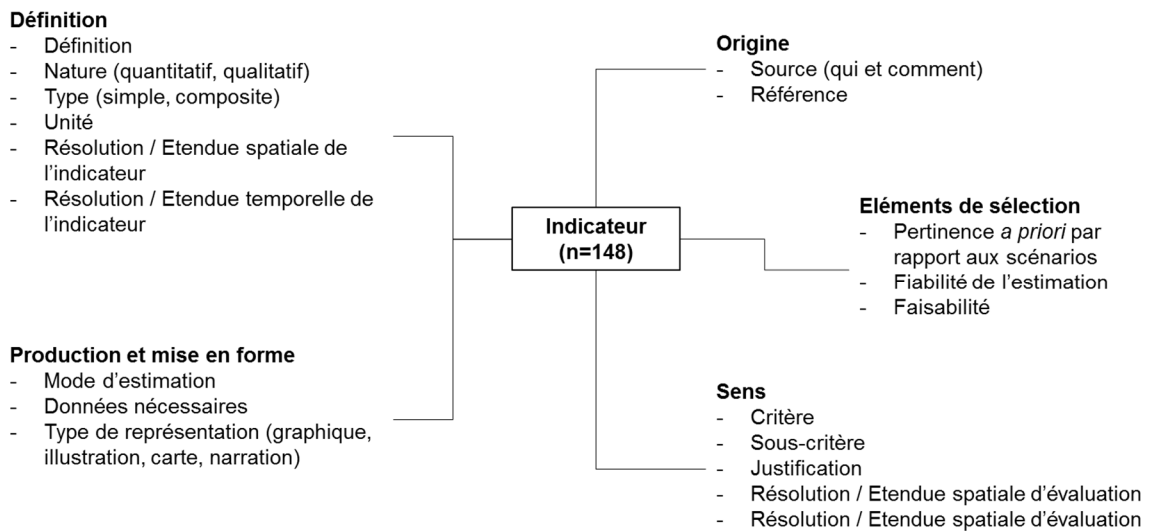


Fig. 7 : Liste des informations recensées dans les profils d'indicateurs construits

III.3.3. Etape 3 : Simulation

Nous avons simulé les 4 scénarios, ainsi que le scénario de référence¹⁴ avec MAELIA. Les simulations ont été réalisées pour une période de 13 ans (2001- 2013). Les données climatiques d'entrée sont issues de la base SAFRAN de Météo France (Vidal, Martin, Franchistéguy, Baillon, & Soubeyroux, 2010) et les données agricoles (notamment les cultures, les séquences, les types de sol, les points de prélèvements, les matériels d'irrigation, les règles de décision) de la base construite par Murgue et al. (2016). Nous avons actualisé les données des cultures et des séquences de cultures avec la dernière version du RPG 2014 en suivant la même procédure que Murgue et al. (2016).

Pour obtenir les sorties souhaitées, notamment économiques, nous avons dû renseigner la structure tarifaire des ASAIs de la zone (en contactant leurs présidents), revoir les prix de vente des grandes cultures (données 2015 de la Chambre d'Agriculture) et pour le maïs semence

¹⁴ Par scénario de référence, nous entendons un scénario représentant la situation de gestion actuelle : le réseau hydrographique et les retenues recensées par les pouvoirs publics, les normes de gestion telles que décrites dans les documents s'y référant et par les agents qui ont la responsabilité de les appliquer, les assolements reconstitués à partir des données du RPG des dernières années, les pratiques agricoles telles que décrites par les agriculteurs et les conseillers... Ce scénario sert, comme son nom l'indique, à produire des sorties de référence pour y comparer les impacts des autres scénarios simulés. La notion de scénario de référence est décrite dans (Clavel, Soudais, Baudet, & Leenhardt, 2011).

renseigner également les charges opérationnelles (collectées auprès du Syndicat des Producteurs de Semences de Maïs du Quercy). Dans certains cas, de nouvelles options ont dû être intégrées à l'interface informatique voire au modèle pour produire les sorties correspondantes.

Le travail de simulation s'est fait en étroite collaboration avec l'équipe informatique. L'analyse des sorties pouvait en effet révéler des problèmes dans les données d'entrées ou dans le code du modèle. De nombreuses itérations ont été nécessaires, et les problèmes rencontrés multiples. Le départ des collègues informaticiens en charge du modèle MAELIA et de l'interface SIMULTEAU a rendu le travail de simulation beaucoup plus laborieux, notamment le traitement des « bugs » informatiques. Au final, les retards accumulés m'ont conduite à réviser les ambitions quant à la diversité des indicateurs simulés, à accepter de dévier pour certains du profil établi dans la phase précédente, et à abandonner le projet d'explorer des formes d'estimation autres que la simulation informatique. De 148 profils d'indicateurs, nous sommes donc passés à 28 indicateurs effectivement simulés et mis à disposition des acteurs du territoire.

III.3.4. Etape 4 : Adaptation des sorties pour l'analyse et l'évaluation

Pour que les sorties de simulation deviennent effectivement compréhensibles et manipulables par les acteurs, je les ai mises en forme, généralement sous forme graphique (histogrammes et boîtes à moustache) et plus sporadiquement sous forme de séries dynamiques (par décades) ou de cartes. Ce travail de mise en forme a également servi pour l'analyse intégrée des scénarios (étape 5'). L'ensemble des 28 indicateurs a finalement été compilé dans un « livret d'indicateurs » (annexe 7), comprenant, outre les indicateurs mis en forme, des informations sur l'indicateur (description, indications pour guider l'interprétation, limites du modèle).

III.3.5. Etape 5 : Evaluation par les acteurs

Sept groupes de travail constitués de personnes partageant des intérêts similaires (31 personnes) ont participé aux ateliers d'évaluation :

- Conseillers des chambres d'agriculture partenaires du projet SIMULTEAU (à ce groupe s'ajoute un chercheur du CESBIO également membre du projet)
- Agronomes d'ARVALIS, également membres du projet SIMULTEAU
- Organismes en charge du stockage de l'eau pour l'agriculture (CD 81, CD 82, ASAi)
- Services de l'Etat à l'échelle départementale (DDT 82 et AFB 82)
- Services de l'Etat à l'échelle régionale (DREAL, DRAAF, AEAG, AFB)

- Associations de protection de l'environnement (FNE, Solagro, ANPER, Lisle Environnement)
- Pôle d'équilibre territorial rural Midi-Quercy

Ces groupes de travail étaient plus ou moins homogènes et ont été constitués en mobilisant à chaque fois une personne-ressource. Les groupes les plus homogènes, avec des membres se côtoyant au quotidien, étaient les agronomes d'ARVALIS d'une part et les services déconcentrés de l'Etat du Tarn-et-Garonne ; ces deux groupes représentant de plus des partenaires de terrain de longue date pour notre équipe de recherche. Le projet SIMULTEAU a permis de faire le lien avec le groupe des Chambres d'Agriculture. Si ce groupe visait à représenter un « point de vue agricole », les personnes qui le constituaient (Chambre régionale, Chambres départementale du Gers et des Hautes-Pyrénées) étaient relativement détachées des enjeux du territoire d'étude. En effet, je n'ai pas réussi à faire participer la Chambre d'Agriculture du Tarn-et-Garonne à un atelier, bien qu'elle ait été contactée à maintes reprises. Cette non-participation rendait difficile au plan relationnel la création d'un groupe composé d'agriculteurs ; il n'y a donc pas eu de point de vue agricole « ancré » dans le territoire. Les personnes des services de l'Etat à l'échelle régionale se connaissaient toutes, habituées à se rencontrer sur des projets / dans des instances communes. Le groupe du PETR se composait également d'interconnaissances, mais avec des fonctions relativement différentes : technicien de rivière, chargés de mission, membre du conseil de développement (ayant une fonction plus politique, de consultation les élus). Le groupe « stockage de l'eau » était quant à lui le plus hétérogène : les deux agents des Conseils départementaux étaient entrés en fonction récemment, et menaient une collaboration - d'ordre purement technique - pour la gestion du barrage de Saint-Géraud ; le Président de l'ASA ne les avait pour sa part jamais rencontré. Le groupe des APNE se composait, à une exception près (un chargé de mission salarié), de bénévoles, se connaissant notamment à la suite des mobilisations contre le barrage de Sivens. Plusieurs personnes de ce groupe ont été conviées en urgence (suite à des défections mettant en péril la tenue de l'atelier) : elles n'étaient donc pas nécessairement issues du territoire d'étude, et pour la plupart non-familiales avec notre équipe de recherche et la démarche entreprise. Notons que malgré de nombreuses sollicitations, la Fédération départementale de

Pêche ne s'est pas jointe aux ateliers, vraisemblablement par souci d'éviter une confrontation avec la profession agricole¹⁵.

Les ateliers d'évaluation ont d'abord été testés avec des étudiants en agronomie, ce qui m'a conduit à opter pour une version papier de KERBABEL, à savoir des tables (une table par

CRITERE			ECONOMIE			Date			Groupe			Animateur		
Assol			Rota			OAD			Ret					
Code indicateur	Poids	Remarques	Code indicateur	Poids	Remarques	Code indicateur	Poids	Remarques	Code indicateur	Poids	Remarques			
Ind. 1 H10	5%	Faire un plan sur les OC												
Ind. 2 CA10	10%													
Ind. 3 C11														
Ind. 4 C12	2%	c'est pas grave			c'est pas grave			c'est pas grave			c'est pas grave			
Ind. 5														
Ind. 6	55%	On ne sait pas ce que c'est la pêche, pas de pêche dans												
Ind. 7	10%													
Ind. 8														
Ind. 9														
Ind. 10														
Ind. 11														
Ind. 12														
Ind. 13														
Ind. 14														
Ind. 15														
Ind. 16														
Ind. 17														
Ind. 18														
Ind. 19														
Ind. 20														
Ind. 21														
Ind. 22														
Ind. 23														
Ind. 24														
Ind. 25														
Ind. 26														
Ind. 27														
Ind. 28														
Ind. 29														
Ind. 30														
Ind. 31														
Ind. 32														
Ind. 33														
Ind. 34														
Ind. 35														
Ind. 36														
Ind. 37														
Ind. 38														
Ind. 39														
Ind. 40														
Ind. 41														
Ind. 42														
Ind. 43														
Ind. 44														
Ind. 45														
Ind. 46														
Ind. 47														
Ind. 48														
Ind. 49														
Ind. 50														
Ind. 51														
Ind. 52														
Ind. 53														
Ind. 54														
Ind. 55														
Ind. 56														
Ind. 57														
Ind. 58														
Ind. 59														
Ind. 60														
Ind. 61														
Ind. 62														
Ind. 63														
Ind. 64														
Ind. 65														
Ind. 66														
Ind. 67														
Ind. 68														
Ind. 69														
Ind. 70														
Ind. 71														
Ind. 72														
Ind. 73														
Ind. 74														
Ind. 75														
Ind. 76														
Ind. 77														
Ind. 78														
Ind. 79														
Ind. 80														
Ind. 81														
Ind. 82														
Ind. 83														
Ind. 84														
Ind. 85														
Ind. 86														
Ind. 87														
Ind. 88														
Ind. 89														
Ind. 90														
Ind. 91														
Ind. 92														
Ind. 93														
Ind. 94														
Ind. 95														
Ind. 96														
Ind. 97														
Ind. 98														
Ind. 99														
Ind. 100														

critère) figurant les scénarios à évaluer en colonne et les indicateurs en ligne, afin de réduire le temps de prise en main de l'interface. Les ateliers se sont déroulés sur une demi-journée, généralement dans les locaux des participants. Ils réunissaient entre 3 et 5 personnes, avec en plus un animateur et une personne à la prise de notes. Après une présentation de la démarche, des scénarios et du modèle, il était demandé aux participants de remplir une table d'évaluation par critère (Fig. 8). Compte tenu des contraintes de temps, les évaluations se sont limitées aux 2-5 critères les plus pertinents pour eux.

Fig. 8 Une table d'évaluation complétée lors d'un atelier.

Le format papier a été retenu par souci d'efficacité lors des ateliers.

Pour remplir une table, les participants devaient d'abord se concerter pour sélectionner des indicateurs d'intérêt (issus ou non du livret). Ensuite, ils devaient évaluer, indicateur après

¹⁵ Notons également que la Fédération de Pêche n'a pas non plus de très bonnes relations avec les services de l'Etat, y compris l'AFB avec qui elle partage des intérêts, depuis qu'elle n'est plus partie prenante aux cellules sécheresse.

indicateur, si chaque scénario avait plutôt tendance à apporter une amélioration ou une dégradation de la situation. Ils reportaient leur jugement dans la matrice en utilisant des gommettes de couleur. Enfin ils pondéraient les indicateurs en fonction de leur importance. Le code-couleur utilisé était le suivant :

- Vert : amélioration satisfaisante
- Jaune : changement peu significatif
- Rouge : détérioration gênante
- Bleu : évolution incertaine, difficile à interpréter
- Blanc : ne sait pas

III.3.6. Etape 5' : Analyse intégrée des simulations

L'analyse intégrée des scénarios s'est faite à partir de quelques indicateurs, choisis selon les critères suivants : les plus fiables au plan des simulations ; suffisamment contrastés pour refléter des impacts sur l'environnement, la gestion de l'eau et l'agriculture ; et marquant des tendances et des dynamiques à différentes échelles d'espace et de temps. Les indicateurs choisis étaient les suivants :

- Prélèvements agricoles totaux (moyenne interannuelle et dynamique temporelle intra-annuelle)
- Volume d'eau total dédié au soutien d'étiage (moyenne interannuelle)
- Nombre de jours sous le DOE (moyenne interannuelle)
- Débit moyen pendant l'étiage au point nodal de Loubéjac (moyenne interannuelle et dynamique temporelle intra-annuelle)
- Quantité d'eau restituée au milieu : Drainage + Ruissellement – Prélèvements (moyenne interannuelle)
- Production agricole cumulée sur les grandes cultures (moyenne interannuelle)
- Rendement des grandes cultures (moyenne interannuelle)
- Marge brute dégagée par hectare de grande culture (moyenne interannuelle)
-

Le détail des indicateurs – mode de calcul et justification – est présenté dans l'article *Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes – a contribution from integrated assessment and modeling* (Allain, Obiang Ndong, Lardy, & Leenhardt, soumis, annexe 3).

III.3.7. Etape 6 : Analyse des matrices et discussion collective

Les tables d'évaluation au format papier ont été recopiées dans l'interface web de KERBABEL. J'ai réalisé l'analyse *par groupe d'acteurs* dans les jours suivant les ateliers correspondants et envoyé un document écrit aux participants pour corrections éventuelles. Dans ce document, je présentais également l'ordre de préférence des scénarios qui pouvait se dégager de l'analyse. Pour l'analyse transversale à l'ensemble des groupes, l'analyse *par critère* semblait peu pertinente compte tenu des nombreuses cases vides dans la matrice. Seuls les critères « création de richesses et emploi local » (renseigné par 4 groupes) et dans une moindre mesure « préservation de la biodiversité » (renseigné par 3 groupes) pouvaient faire l'objet d'une analyse. J'ai donc privilégié l'analyse *par scénario*. Celle-ci a constitué le cœur de la restitution collective aux acteurs. Pour affiner l'analyse, j'ai construit des matrices supplémentaires, figurant les jugements minoritaires (non-visibles à l'issue de l'agrégation des jugements dans KERBABEL).

A l'issue de l'analyse, une journée de restitution des résultats a été organisée à l'attention de l'ensemble des participants aux ateliers, mais aussi de personnes extérieures voulant découvrir ces résultats. Au total, 24 personnes se sont déplacées, essentiellement des acteurs de terrain. Le premier temps, dédié à la découverte des résultats « par scénario », a été conçu sur le mode d'une exposition : les participants pouvaient circuler entre quatre grands posters (un par scénario) et consulter des documents supplémentaires en libre-service (résultats par groupes d'acteurs, livrets d'indicateurs). Un retour en plénière permettait de mettre en évidence les « forces », les « faiblesses », ainsi que les « zones de débat » de chaque scénario telles que les évaluations les faisaient ressortir. Des interventions extérieures étaient également programmées pour apporter des éclairages supplémentaires sur les deux scénarios les plus « populaires » et élargir le champ du débat.

Dans un deuxième temps, deux groupes, composés de personnes aux intérêts différents, ont été constitués pour travailler sur les points de blocage mis en évidence par les évaluations. Un groupe s'est concentré sur les blocages liés à la gestion de la ressource en eau (que révélaient l'évaluation des scénarios « pilotage de l'irrigation assisté » et « concentration des capacités de stockage d'eau ») et un autre sur ceux liés à des changements dans les systèmes agricoles (révélés par l'évaluation des scénarios « réduction de la sole irriguée » et « rotations culturales »). Les discussions en groupes ont été axées sur deux questions : Quels sont les blocages

insurmontables ou sur lesquels les acteurs du territoire n'ont pas de prise ? Quels sont ceux qui peuvent être levés et comment ? Un temps de restitution en plénière a permis de présenter à l'ensemble des présents une synthèse des réponses apportées à ces questions. Un document de compte-rendu d'une soixantaine de pages, à l'attention des acteurs de la gestion de l'eau et des territoires, a été rédigé et diffusé à l'issue de cette réunion (annexe 8).

Chapitre 4: Grilles de critères, profils d'indicateurs : Des discours qui se différencient sur le plan des principes de « bonne gestion » invoqués et des cadres techniques mobilisés.

La grille de critères d'évaluation résulte d'une campagne d'entretiens au cours de laquelle les parties prenantes interrogées étaient invitées à se prononcer sur ce qui fait, pour eux, une « bonne gestion quantitative de l'eau », en sélectionnant des cartes thématiques (Allain et al., 2016). J'ai réalisé une analyse qualitative des entretiens puis organisé une réunion collective avec les personnes interviewées de façon à construire une grille de critères d'évaluation reflétant la diversité des discours sur la gestion quantitative de l'eau. Ensuite, des consultations d'experts m'ont permis d'identifier des indicateurs potentiels pour chacun de ces critères d'intérêt. Notons que la distinction entre parties prenantes (*stakeholders*) et experts (*knowledge holders*) n'est pas stricte, et qu'elle ne vise pas à différencier des personnes qui sont « dans le positionnement », de personnes qui sont « dans le raisonnement scientifique ». La distinction se réfère surtout au type de question posée, et donc au statut que ces questions confèrent aux interlocuteurs. Dans le cas des parties prenantes (entretiens sur jeu de cartes et réunion collective), on leur demande d'exprimer des priorités, des envies, des enjeux ; dans le cas des experts (consultations sur les indicateurs), on leur demande de mettre leurs connaissances au service des enjeux exprimés par eux ou par d'autres. Ainsi, une même personne peut faire partie de la liste des parties prenantes et de celle des experts (Tab. 2 et 3), car la distinction n'est autre qu'analytique¹⁶.

La construction de la grille de critères et de la base de profils d'indicateurs vise à produire une « diversité représentative » (O'Connor & Spangenberg, 2008) de discours, utile pour l'évaluation. Ni la méthode ni l'analyse ne prétendent relever d'une enquête sociologique. Dans ce chapitre, je présente des tendances dans ces discours et quelques cas illustratifs de façon à mieux mettre en perspective les résultats de l'analyse intégrée (chapitre V) et de l'évaluation des scénarios (chapitre VI). Dans une première partie, je montre que les discours des parties

¹⁶ Les personnes extérieures au territoire étaient initialement considérées par défaut comme des experts, le vocable de « parties prenantes » étant plutôt réservé aux parties prenantes du territoire. Néanmoins, cette catégorisation a « explosé » dans le courant de l'exercice, si bien que dans les ateliers d'évaluation et dans la restitution finale, des extérieurs (CACG, chercheurs, ingénieurs, environnementalistes actifs sur d'autres territoires...) ont également endossé le rôle de parties prenantes. On peut ici soit considérer qu'il s'agit d'un artefact sans grande importance compte tenu de la visée d'abord méthodologique du travail, ou bien attribuer cet élargissement au fait que la diversité des acteurs engagés ou concernés par la gestion quantitative de l'eau dans un territoire donné dépasse largement ce territoire.

prenantes divergent dans la façon de concevoir les relations Homme-Nature et dans les principes de « bonne gestion » de la ressource en eau invoqués. La diversité de ces principes de bonne gestion me permet de justifier la grille de critères utilisée pour l'évaluation des scénarios. Dans une seconde partie, je décris et analyse la base de profils d'indicateurs qui résulte notamment des consultations d'experts. Cette base cadre l'évaluation au plan technique, d'une façon différente du cadre axiologique que forment les critères d'évaluation.

IV.1. Discours des parties prenantes

Dans cette partie, je propose une analyse des entretiens sur jeu de cartes (IV.1.1 et IV.1.2) et la grille de critères qui découle de ces entretiens. Je reprends des éléments exposés dans la communication *La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique* (Allain et al., 2016, annexe 4) que je complète par d'autres analyses et illustre par des extraits d'entretiens.

IV.1.1 Des discours antagonistes sur la variabilité des ressources en eau construits autour d'argumentaires différents.

La carte la plus choisie au cours des entretiens sur jeu de cartes était celle intitulée « dynamique temporelle des ressources en eau ». Les discours que cette carte a suscités illustrent un antagonisme entre deux principes de « bonne » gestion quantitative de l'eau : corriger la variabilité naturelle des ressources ou au contraire l'entretenir. Les arguments pour soutenir l'un ou l'autre de ces principes sont très divers et peuvent, dans un cas comme dans l'autre, s'appuyer sur l'idée que c'est « bien » car c'est « naturel » ou que c'est « bien » car c'est « utile ».

D'abord, l'**argument de la « naturalité »** peut être mobilisé par certains acteurs pour inscrire la gestion de l'eau (son stockage, sa redistribution) dans un processus coévolutif entre l'Homme et son environnement :

« On retrouve des traces d'irrigation partout... les rizières c'est aussi une forme d'irrigation, avec une pluviométrie irrégulière, et ça a été bâti pour garder l'eau et permettre au riz de pousser. Et c'est aussi quelque part une forme de culture intensive, et le fait d'avoir des pratiques intensives a permis de sécuriser l'alimentation puisque ça a permis de passer d'un statut de cueilleur à un statut d'agriculteur-producteur. [...] L'Homme a appris ou a découvert au fur et à mesure le métier d'agriculteur et que dans ses fonctions, y'a effectivement apprendre à apprivoiser l'eau, à

l'utiliser au mieux, quand il faut, pas plus que ce qu'il faut. » (entretien Conseil Départemental, 2016)

Pour étayer l'idée que le recours à l'irrigation et au stockage de l'eau résultent d'une coévolution Homme-Nature, cette personne (entretien ci-dessus) s'appuie sur un graphique représentant les variations saisonnières « naturelles » de la pluviométrie et l'évapotranspiration des plantes : le décalage entre les deux courbes rend l'irrigation inéluctable et naturelle (Fig.9).

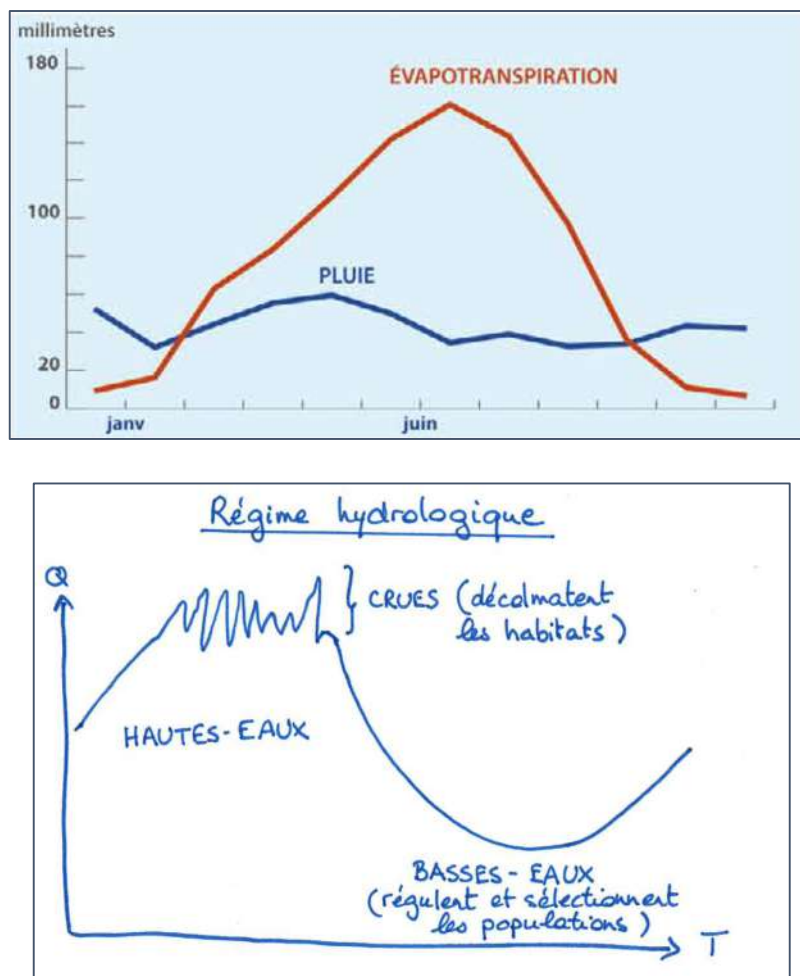


Fig. 9 Schéma mobilisés par des personnes interviewées pour soutenir deux discours opposés sur la gestion quantitative de l'eau.

Haut : Evapotranspiration et pluviométrie en fonction du temps (schéma issu de la Plaquette « L'eau c'est la vie » du Conseil Départemental du Tarn-et-Garonne)

Bas : Débits dans un régime hydrologique pluvial (schéma réalisé par la personne de la Fédération de Pêche interviewée, reproduit par l'auteur)

Au contraire, d'autres acteurs vont développer un discours sur la naturalité où le stockage de l'eau exprime une volonté de maîtrise de la Nature par l'Homme. Ce dernier ne s'inscrit plus dans une dynamique coévolutive mais apparaît comme un agent perturbateur des écosystèmes :

« Le régime hydrologique faut le voir comme un poumon à l'échelle d'un cours d'eau, c'est ce qui règle les dynamiques de populations.[...] Grosso modo, si on devait faire le régime hydrologique d'un cours d'eau [fait un schéma], cette période-là de hautes eaux elle est hyper importante, on a besoin de périodes où les cours d'eau sont bien gonflés, on a besoin d'avoir des crues ponctuelles qui vont jouer sur la dynamique sédimentaire, la dynamique fluviale, redistribuer les habitats, décolmater les habitats, mais dans l'absolu on a aussi besoin de périodes d'étiage qui régulent et sélectionnent -sélection naturelle - les populations piscicoles. Dans une certaine mesure. C'est notre difficulté à dire c'est en-dessous de tel débit qu'il va se passer des trucs. Ça marche pas comme ça, hélas. Pas dans ces milieux-là. On a besoin d'étiage, mais s'il reste qu'un millième du débit moyen annuel, ça se passe mal. Ce qu'on veut pas, c'est faire des canaux, un débit régulier. C'est ce que nous propose le soutien d'étiage. » (entretien Fédération de pêche, 2016)

Le discours de cette personne s'articule autour de la notion de *régime hydrologique pluvial*, explicité par une courbe (Fig.9) « concurrente » de celle de l'évapotranspiration mobilisée précédemment. Ce sont alors les infrastructures de stockage qui sont contestées, qu'elles aient vocation à soutenir l'irrigation ou à réalimenter les cours d'eau, en ce qu'elles tendent à « lisser » la variabilité naturelle des cours d'eau. La critique de la Fédération de Pêche se rapporte également à la gestion par les débits, car elle ne tient pas compte du cycle hydrologique dans son ensemble (entretien ci-dessus). D'autres personnes ayant choisi la carte « dynamique temporelle des ressources en eau » motivent leur choix par un **argument d'utilité** : il ne s'agit plus de penser la naturalité des variations (de la pluviométrie ou des débits des rivières), mais de prôner les services que la Nature peut rendre à l'Homme. Ces services peuvent être délivrés par des actions de stockage-lâchers d'eau ou au contraire par l'entretien des dynamiques naturelles. Les acteurs qui défendent l'utilité du stockage insistent sur le fait que laisser couler l'eau sans l'utiliser, c'est la gaspiller (« *Nous on voit beaucoup d'eau passer au printemps, et après l'été, il en manque. On est bien placé en bordure de Garonne pour voir qu'il y a énormément de gaspillage d'eau.* » entretien coopérative, 2016) ou sur la nécessité de satisfaire certains usages jugés prioritaires (nucléaire, usage domestique), y compris lorsque l'eau est rare. Au contraire, ceux qui contestent le stockage sur un argument d'(in)utilité avancent que celui-ci ne permet pas de pallier les incertitudes, risque d'entraîner des surcoûts et de pénaliser certaines zones ou

certain usages ; ce qui est « utile », c'est donc finalement de maintenir des éléments de Nature qui ont un rôle stratégique pour tamponner les variations du climat (des « infrastructures naturelles »).

«Cet inventaire [des zones humides] avait pour but d'apporter la connaissance pour informer et sensibiliser les gens sur la présence de zones humides sur leur territoire. Pour le grand public savoir quel était le rôle des zones humides et qu'il convenait de les préserver parce qu'elles ont plein de rôles fonctionnels qui intéressent la collectivité. [...] C'est des infrastructures naturelles qui rendent des services, donc si on les détruit, faut créer de nouveaux ouvrages pour compenser artificiellement et de façon imparfaite le fonctionnement naturel d'une zone humide.» (entretien SATESE, 2016)

Que les acteurs développent un argument de « naturalité » ou d' « utilité », finalement, ce n'est pas ce qui va conditionner les modalités de gestion qu'ils préconisent ou condamnent. Les deux types d'arguments sont en effet mobilisés pour soutenir que ce qui est « bon », c'est d'entretenir le fonctionnement naturel des hydrosystèmes sur l'ensemble du cycle hydrologique (et pas seulement l'étiage) ou inversement, que ce qui est « bon », c'est de s'adapter aux besoins en eau des usagers, qui eux, se concentrent sur la période d'étiage. L'emploi de ces arguments de naturalité et d'utilité tend surtout à moraliser la gestion de l'eau : les principes de bonne gestion de l'eau sous-tendus apparaissent ainsi comme des principes axiologiques.

Les **deux principes antagonistes** qui structurent les discours des acteurs sur la carte « dynamique temporelle des ressources en eau » sous-tendent également les discours développés sur d'autres cartes et d'autres thèmes. C'est notamment le cas pour les cartes intitulées « changement climatique et événements extrêmes » et « répartition de l'eau ». Sur le changement climatique, certains acteurs en font un impondérable, qui implique d'être proactif dans la gestion quantitative de l'eau, quand d'autres le présente comme un « épouvantail » agité par ceux qui veulent augmenter le stockage de l'eau : le changement climatique leur permet de justifier des aménagements, qui pourtant entravent des processus écologiques et aggravent les problèmes d'inondations, de sécheresses et de salubrité. Les premiers (ceux pour qui le changement climatique est un impondérable) développent de fait un argumentaire de la « sécurisation » des apports en eau, pour que les besoins des usagers puissent être satisfaits même si le climat est moins régulier et que la ressource se tarit l'été. Les seconds (ceux pour qui le changement climatique est un « épouvantail ») s'opposent à cette logique en insistant sur le fait que le stockage de l'eau tend à rendre le bassin versant moins résilient aux aléas :

« Il est pas absolument nécessaire d'invoquer les changements climatiques pour expliquer qu'un orage de 30mm qui dans le passé ne causait pas d'inondations actuellement en cause. D'une part parce qu'on est allé s'installer dans les zones inondables et puis parce que le bassin versant ne répond plus de la même manière. [...] Si je prends l'exemple de 2003, j'ai pas les chiffres. 2003 a été pour moi une année exceptionnelle en termes de canicule, de chaleur, le déficit en précipitation de cette année-là - à vérifier - était inférieur à l'année 1976, qui a été moins chaude mais plus sèche que 2003. Entre 76 et 2003 on a créé beaucoup de retenues, on a stocké beaucoup d'eau, donc on a créé de la ressource ; 30 ans après on s'est retrouvé avec une sécheresse moins importante avec des déficits en eau et une pression sur la ressource qui étaient supérieurs. Est-ce que toujours créer de la ressource est une réponse ? » (entretien SATESE, 2016)

Le même clivage se retrouve enfin à propos de la répartition géographique de l'eau. Pour certains acteurs, un objectif de la gestion quantitative de l'eau est de corriger des inégalités territoriales ; pour d'autres, au contraire, la gestion quantitative de l'eau doit permettre d'entretenir les différences spatiales si tant est que cette gestion ambitionne de préserver la biodiversité aquatique :

« La répartition de l'eau pour les agriculteurs sur le département c'est indispensable. On a de la chance on a quand même un département bien ramifié, mais c'est aussi pour ça qu'on a ce type de productions [semences, arboriculture]. [...] Si y a un agriculteur qui veut faire 15 ha de melon et 50 ha de maïs semence, qu'il soit sans limite au niveau de son volume d'eau ! Ce qui n'est pas le cas. [...] Actuellement, suivant les séquences, les lieux où on se situe au niveau du pompage, y a des répartitions d'eau qui sont différentes. On a des volumes attribués, donc si la gestion était bonne en amont, je sais pas... si les volumes étaient plus conséquents... la répartition serait meilleure pour l'ensemble des agriculteurs. » (entretien CA, 2016)

« On a des petits cours d'eau, des moyens cours d'eau, des grands cours d'eau, on a ce qu'on appelle une zonation piscicole. [...] C'est normal qu'ici on ait de la truite et là on ait du silure. Le problème c'est qu'aujourd'hui on a du silure ici et donc on modifie complètement la naturalité des milieux même sur leur composition au niveau des biocénoses. » (entretien Fédération de Pêche, 2016)

Les entretiens sur jeu de cartes ont ainsi mis en évidence deux discours opposés. Le premier prône de corriger les inégalités de la Nature, qu'il s'agisse de la variabilité saisonnière de la pluviométrie, du changement climatique ou des différences géographiques dans la ressource en eau, en créant des aménagements adéquats. Le second discours propose au contraire de

s'appuyer sur les processus naturels dans la gestion de l'eau et du territoire : entretenir la variabilité spatiale et temporelle de la ressource, garante d'une bonne qualité physico-chimique de l'eau et favorable à la biodiversité aquatique, et préférer aux infrastructures matérielles les infrastructures naturelles comme les zones humides pour faire face aux aléas. Plus largement, ce clivage montre que le principe « classique » d'une gestion de l'eau régie par les besoins des activités productives et confiée aux hydrologues, objet de débat à l'échelle internationale (Gleick, 2000), fait également débat à l'échelle locale, autour notamment de questions d'aménagement du territoire et d'adaptation au changement climatique ; de plus, ce clivage renvoie, pour les acteurs du territoire, à des valeurs morales.

IV.1.2. Des différences plus silencieuses dans les discours des acteurs, qui révèlent cependant des zones de débat potentielles.

Si l'on observe une ligne de clivage claire entre ceux qui défendent un principe d'adaptation aux besoins et ceux pour qui l'entretien du fonctionnement naturel des hydrosystèmes est le cœur-même d'une bonne gestion de l'eau, il existe d'autres différenciations, moins clairement affirmées, qui transparaissent dans les entretiens. C'est notamment le cas dans les discours sur la *paix sociale*, thème abordé par les acteurs via les cartes « impact social des restrictions », « répartition de l'eau » et « compatibilité des différents usages », et sur *l'optimisation des ressources*, thématique généralement développée par les acteurs ayant choisi la carte « PerformanceS des pratiques agricoles ».

L'optimisation des ressources, que les acteurs entendent de façon assez univoque comme l'augmentation du rapport entre ce qui est produit et ce qui est consommé, recouvre en fait des objectifs très divers. L'objectif dominant les discours est le maintien de l'activité agricole sur le territoire, en tant qu'activité qui contribue à la sécurité alimentaire et est porteuse de richesse et d'emploi. Les productions à haute valeur ajoutée, telles que les semences de maïs, sont au cœur de cet argumentaire :

« Parce que sur la zone, Caussade semence, ça emploie je ne sais combien de personnes, je crois que c'est 500 personnes. Ils sont pas tous à Caussade. Mais d'avoir comme ça des bassins de productions de semences, ça amène quand même sur la zone quelque chose en plus, clairement. Sur un milieu rural c'est pas mal quoi. » (entretien CA, 2016)

« Donc y'a des exploitations qui disparaissent, ou qui diminuent, par contre y'a d'autres qui s'installent et qui se diversifient. C'est tout ce qui est semence. Ça, l'irrigation c'est fondamental.

Vous avez pas de contrat, vous avez rien si y'a pas d'irrigation. C'est clair. [...] Parce que le [maïs] semence c'est une chance encore d'un certain nombre d'agriculteurs de résister. » (entretien agriculteur retraité, 2016)

Pour d'autres acteurs, l'optimisation permet de faciliter la gestion opérationnelle de l'eau (un pilotage de l'irrigation au plus près des besoins des plantes permettant de mieux établir les besoins des agriculteurs, donc de mieux gérer les stocks – argument développé notamment par la DDT) ; elle peut aussi être vue comme une fin en soi, attachée à l'idée d'une contribution nécessaire de l'eau « à la vie » :

« Si on a une goutte d'eau qui tombe sur un sol qui n'est pas vivant, ou elle va migrer ou elle va s'évaporer, mais elle aura pas participé au cycle de vie par le biais d'une plante par exemple. Donc quelque part elle est pour partie perdue. Elle passe mais elle ne sert pas. Dans mon idée, c'est ça le terme d'optimisation. » (entretien CD 82, 2016)

Dans tous ces argumentaires, réduire l'irrigation n'est pas le but recherché de l'optimisation des ressources en eau. En revanche, dans d'autres argumentaires, la diminution de l'irrigation est un objectif clairement affiché.

Une partie des acteurs voyant dans l'optimisation des ressources un moyen pour réduire l'irrigation invoque le besoin de limiter la charge de travail pour pouvoir maintenir un maximum de surfaces en culture malgré la diminution du nombre d'agriculteurs. Optimiser l'eau, c'est réduire l'irrigation, donc réduire la charge de travail, donc s'adapter au contexte démographique (baisse des actifs agricoles et vieillissement de la population) :

« Personne ne fait de l'irrigation pour le plaisir. Dans les grandes exploitations, l'irrigation est une vraie charge, et il y a une volonté de se simplifier la vie. » (entretien ASAi, 2015)

Une autre partie des acteurs pour qui l'optimisation de l'eau permet de réduire l'irrigation poursuit plutôt un objectif de lutte contre les gaspillages (« *Est-ce que si on irrigue seulement à 95% de l'habituel on a vraiment une baisse de rendement ?* », entretien DDT, 2015), voire, au-delà, affiche une volonté de réaliser des économies d'eau pour préserver les milieux. Dans ce dernier cas, optimiser l'irrigation apparaît surtout comme un moyen pour acquiescer les agriculteurs à la cause des économies d'eau :

« Ya d'autres façons d'aborder la question des économies d'eau, comment moins prélever d'eau dans le milieu ? Y'a évidemment tout un tas d'autres approches type efficacité du matériel

agricole, amélioration du suivi avec les tensiomètres.[...]Probablement que la solution vertueuse serait – c'est un point de vue personnel – que si y'a une économie d'eau, elle soit redistribuée en partie auprès de l'agriculteur et en partie bénéficie au milieu» (entretien DREAL, 2016)

Ainsi, on peut voir que si l'efficacité ou l'optimisation des ressources apparaît comme un principe de « bonne » gestion de l'eau assez consensuel, sa finalité ne l'est pas. L'objectif peut être la diminution de l'irrigation (pour s'adapter au contexte démographique ou pour réduire la pression sur les milieux) ou la meilleure valorisation des ressources (pour favoriser le maintien d'emplois agricoles et de petites exploitations à haute valeur ajoutée). Ceci laisse entrevoir un espace de débat possible face à des stratégies de gestion de l'eau axées sur une augmentation de son efficacité, comme la modernisation des équipements, l'utilisation d'outils de pilotage ou l'innovation variétale.

Un autre principe de bonne gestion qui pourrait également être source de débat est celui d'une gestion concertée de l'eau, que les acteurs relient à l'idée de **paix sociale**. Dans certains discours, cette paix sociale est garantie par des résultats normés: respect du DOE et absence d'arrêtés préfectoraux. Dans d'autres, elle est sous-tendue par des processus sociaux : la concertation et la sensibilisation du public. Dans l'ensemble des discours, le vocable de la concertation et celui des indicateurs sont souvent associés, mais articulés de différentes façons. Soit les indicateurs permettent d'assigner un but à la concertation (l'indicateur est un objectif) soit les indicateurs servent à objectiver le débat et à produire du consensus (l'indicateur est donc un moyen).

L'indicateur comme résultat escompté :

«L'idée c'est de la concertation en amont plutôt que de la gestion de crise ou du conflit d'usage ex post. [...] Moi je pense que justement la définition du DOE permet cette compatibilité des différents usages. Donc normalement si on passe pas en-dessous, on évite les conflits d'usage. » (entretien AEAG, 2016)

L'indicateur comme moyen du consensus :

« Mais évidemment on pense tout de suite au monde agricole, qui est sur une logique encore de production, de qualité, qui veut stocker de l'eau, et qui ne s'entend pas avec les riverains, avec les associations de protection de la nature... les problèmes de « Not in my backyard », les gens qui ne veulent pas de projets à côté de chez eux, les entreprises touristiques... [...] On nous donne pas d'indicateurs fiables. Donc je vois pas trop comment tout ça va s'arranger » (entretien PETR, 2016)

Ces deux types de discours peuvent également être tenus ensemble. Ainsi, un même acteur fait l'éloge d'une « *gouvernance active pour une démocratie active, donc participative* », puis affirme :

« *On n'est ni dans le bien ni dans le mal, on est dans de la gestion, donc en fait quelque chose qui doit pas être affectif, mais plutôt mathématique. [...] Il est certain que ce que moi j'ai suivi, c'est à titre personnel, c'est :*

1. *l'évolution de l'ETP [évapotranspiration potentielle] mois par mois (regarder quelle était la pluie efficace)*

2. *différencier les écoulements surface, les écoulements latéraux, par exemple les écoulements qui vont vers les cours d'eau, les fossés, et les écoulements verticaux qui vont aller vers la nappe*

3. *L'évolution de la teneur en eau des terres de surface, la RU [réserve utile] sur les 100 premiers mm et les 200 premiers mm, en regardant selon le type de terre. Si on est sur de la terre d'alluvion ou sur de la terre de cause, on a des comportements complètement différents.*

C'est à titre personnel que je fais ça et j'essaye de le redonner à la collectivité. » (entretien élu, 2016)

Cet entretien montre que démocratie délibérative et technocratie ne sont pas forcément conçues comme des modalités de gouvernance de l'eau exclusives l'une de l'autre. A partir de cet entretien, deux hypothèses sont possibles pour expliquer cette coexistence, paradoxale à première vue. La première hypothèse est que la délibération est vue comme un palliatif au manque d'information et à la faiblesse des indicateurs disponibles. Dans cette hypothèse, le jour où les informations seront suffisantes, la délibération n'aura plus lieu d'être, laissant place à une gestion technocratique de l'eau. Une autre hypothèse est que la personne qui tient ces deux discours endosse successivement deux « casquettes » (celle d'élu et celle d'expert local), ce qui donne lieu à deux visions de la prise de décision contradictoires entre elles mais cohérentes avec chacune de ces casquettes.

Au final, derrière une forme de consensus sur la nécessité de se concerter, les entretiens réalisés montrent que la finalité de la concertation peut diverger : il s'agit soit de s'accorder sur une décision (concertation *sensu* (Touzard, 2006), soit de respecter certaines normes, définies pour éviter les conflits dans le futur. En outre, le couple « concertation-indicateurs » qui s'exprime dans les entretiens montre que l'emploi d'arguments techniques (notamment des indicateurs) dans les instances de concertation est convenu par de nombreux acteurs. Ce rôle structurant

des indicateurs et du langage technique dans la concertation implique symétriquement l'exclusion de discours plus « mous ». Cette supposition laisse présager une possible tension entre des acteurs dont l'argumentaire s'accommode facilement d'indicateurs techniques et d'autres acteurs dont l'argumentaire est plus difficilement traduisible en indicateurs. Cette difficulté à produire un discours « entendable » dans les arènes de concertation est notamment exprimée par les associations de protection de la Nature et de l'environnement (V. Mas, FNE, communication personnelle ; voir aussi l'éditorial du Guide du Représentant des APNE dans les commissions eau du Bassin Adour-Garonne, 2016).

Les différentes conceptions des rapports Homme-Nature et la place de l'expertise scientifique dans la gestion de l'environnement que je touche du doigt ici pourraient faire l'objet d'un examen philosophique ou sociologique (voir notamment : Larrère & Larrère, 1997; Theys & Kalaora, 1992). Dans le cadre de la démarche d'évaluation, je me suis davantage attachée à représenter la diversité des principes de « bonne gestion » que révèlent ces entretiens et à mettre en lumière des lignes de fracture explicites entre certains de ces principes – la plus claire étant celle qui oppose la modulation des débits en fonction des besoins à l'entretien du fonctionnement naturel des cours d'eau - ainsi que des « fragilités » ou des « dissonances » au sein de certains principes, tels l'optimisation des ressources ou la concertation. L'ensemble des principes révélés par les entretiens, ainsi que leurs contradictions, constituent une formalisation axiologique du problème, qui se retrouve, dans une version compressée, dans la grille de critères d'évaluation.

IV.1.3. La grille de critère d'évaluation : compression des discours et création de consensus.

La grille de critères finale (Fig. 10) est issue de l'analyse des entretiens (cf. section précédente) et d'une réunion collective. Elle a pour but de recenser, dans une version simplifiée, la diversité des principes de « bonne gestion de l'eau » énoncés par les acteurs. Ressortent ainsi trois grandes familles de critères :

- des critères d'utilité : ce à quoi sert la gestion quantitative de l'eau (assurer la sécurité des populations, les nourrir, soutenir l'économie et l'emploi local, préserver la biodiversité, cultiver l'identité du territoire) ;
- des critères d'adaptabilité : ce qui permet au système de se maintenir dans la durée, face à de la variabilité à court terme, à des chocs ou à des changements de plus long terme ;

- des critères d'acceptabilité : la capacité de la gestion de l'eau à s'insérer dans un discours politique sur le « bien commun » (en répartissant équitablement la ressource et les coûts associés à sa gestion, en garantissant une utilisation efficiente de la ressource, en menant une action publique lisible).



Fig. 10 Grille de critères d'évaluation et sous-critères associés

Par exemple, les discours sur l'optimisation des ressources évoqués plus haut renvoient à la fois à des critères d'utilité (maintien de l'agriculture, richesses et emploi local), d'adaptabilité (vulnérabilité aux changements socio-économiques, possibilités d'ajustement) et d'acceptabilité (efficience de l'eau prélevée). De même, la vision de la concertation comme moyen pour atteindre des normes se retrouve dans les critères dits d'acceptabilité, notamment la lisibilité de l'action publique, tandis que la vision « procédurale » de la concertation (processus pour s'accorder sur une décision) renvoie, elle, au principe d'une évaluation participative prenant en compte l'ensemble des critères de la grille.

Tout au long de la démarche, cette grille de critères a constitué un socle sur lequel les différentes parties prenantes se sont accordées, et elle n'a jamais été remise en cause. Ceci marque une différence avec les scénarios, qui ont fait l'objet d'interrogations récurrentes de la part des acteurs¹⁷, compte tenu que leur conception s'est abstraite de leur faisabilité et de leur désirabilité. Le consensus sur la grille de critères, condition jugée nécessaire pour « enrôler » les acteurs du territoire dans l'exercice d'évaluation, résulte à la fois du processus ayant mené à son élaboration (volontairement ascendant, fondé sur une analyse des discours), de l'organisation des critères, qui intègre les lignes de clivage observées dans les discours sans trop les simplifier, et de la formulation des critères, qui admet des acceptions plurielles. Aussi, les conflits potentiels ont été, pour une bonne part, reportés sur les indicateurs, qui, eux, formalisent le problème de façon beaucoup plus abrupte, mais constituent un langage de débat institué.

IV.2. Discours des experts

La base de profils d'indicateurs, construite à l'issue de consultations d'experts et de réunions de « spécification » avec l'équipe informatique, a fait l'objet d'une analyse d'ordre méthodologique dans l'article *Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: Descriptive and normative claims* (Allain et al., 2018, annexe 2). Cette analyse se concentre sur les conséquences de l'utilisation d'indicateurs dans des contextes de « gouvernance » mettant en scène des acteurs multiples. Les indicateurs y sont décrits comme des objets tangibles (et non des définitions ou des valeurs) qui véhiculent des informations permettant à ceux qui utilisent ces indicateurs d'apprendre et de se positionner dans un débat. Les transformations d'informations qui permettent de produire des indicateurs doivent tenir compte de leur double fonction (descriptive et normative), ce qui peut rendre certains arbitrages, notamment d'agrégation spatiale, plus complexes.

Ici, je propose une autre lecture de la base de profils d'indicateurs, non pas pour alimenter des questionnements méthodologiques, mais pour dresser des tendances relatives aux thèmes, aux résolutions spatiales et aux systèmes représentés. L'analyse de cette base permet de pointer des tendances générales, des lacunes, des points de focalisation, ainsi que des controverses sur les indicateurs permettant d'évaluer des scénarios de gestion quantitative de l'eau.

¹⁷ Le fait que les scénarios soient jugés, pour certains, trop « écolos », a sans doute contribué à la non-participation de la Chambre d'Agriculture à l'évaluation.

IV.2.1. La base d'indicateurs : tendances générales

Les experts rencontrés pour définir des indicateurs sont à la fois divers et issus d'un réseau d'interconnaissances sur la gestion quantitative de l'eau, au plan scientifique (questions de recherche communes), technique (partenaires pour des rapports et expertises) et politique (membres du conseil scientifique de l'AEAG). Bien que le panel d'experts rencontrés ne soit donc pas complètement représentatif de l'état de l'expertise publique sur la gestion quantitative de l'eau dans le Bassin Adour-Garonne ou en France, la diversité des indicateurs proposés peut permettre de mettre en évidence certaines tendances générales. Parmi ces tendances, on observe d'abord la prépondérance d'indicateurs à l'échelle territoriale comparativement aux indicateurs spatialisés, et ensuite l'importance des indicateurs qualifiant le système agricole (en nombre total d'indicateurs et en nombre de critères couverts) par rapport à ceux qualifiant le paysage ou même le système hydrologique.

Le premier marqueur de la base d'indicateurs est **la prépondérance des indicateurs à l'échelle du territoire** (Tab. 4A). Si certains sont des indicateurs « intrinsèquement territoriaux », qui ne résultent d'aucun processus agrégatif (offre agritouristique, bilan financier des gestionnaires...), une grande majorité relève d'un processus d'agrégation spatiale, essentiellement pour faciliter les comparaisons ou pour pallier les incertitudes du modèle (Allain et al., 2018). D'une façon générale, cette prépondérance des indicateurs territoriaux reflète la préférence, dans les dispositifs évaluatifs, pour les indicateurs agrégés et quantifiés. Ces derniers, de par leur plus grande facilité d'usage, sont considérés par les uns comme un objectif recherché (Pires et al., 2017; Reed, Fraser, & Dougill, 2006) et par les autres comme un moyen pour sélectionner *a priori* des connaissances économiquement et politiquement pertinentes (Turnhout, Neves, & de Lijster, 2014).

Quelle que soit la façon dont on l'explique, l'adoption d'une représentation « territorialisée » du problème handicape *de facto* les critères qui s'accommodent difficilement de représentations agrégées. Par exemple, la préservation de biodiversité est déclinée sous forme d'indicateurs majoritairement spatialisés ou localisés (Tab. 4A) requérant dans certains cas une expertise locale (sur les zones sensibles par exemple). Il sera donc potentiellement plus difficile de trouver des indicateurs de biodiversité à l'échelle du territoire, de surcroît évaluables de façon *ex ante*, que d'autres indicateurs pour lesquels la spatialisation apparaît peu nécessaire (par exemple, indicateurs d'efficience). Le développement des indicateurs spatialisés sera en outre plus coûteux (accès et traitement des données). On peut faire l'hypothèse que, parce que

la spatialisation ne concerne qu'une minorité d'indicateurs et qu'elle nécessite un effort spécifique, la « territorialisation des indicateurs » ait tendance à se renforcer. Cette territorialisation facilite grandement l'analyse et l'évaluation des scénarios, mais aussi, dessert certaines thématiques.

Une autre entrée pour observer la base d'indicateurs repose sur les systèmes représentés :

- système hydrologique, composé de rivières, plans d'eau, bassins versants ;
- système agricole, représenté au plan spatial par l'imbrication parcelle – exploitation – territoire agricole et au plan systémique par des systèmes de cultures et des systèmes d'exploitation ;
- système paysager, pouvant faire l'objet de différents découpages : unités paysagères, zones sensibles, d'occupation des sols...

En classant les indicateurs en fonction des systèmes représentés (Tab. 4B), on constate une **surreprésentation du système agricole** et parallèlement une sous-représentation du système paysager. Ceci ne révèle pas nécessairement un désintérêt pour les impacts paysagers mais au moins que, dans les représentations que se font les experts, les éléments du paysage terrestre non-agricole sont considérés globalement comme peu impactés par la gestion quantitative de l'eau. Les indicateurs relatifs au système hydrologique sont également moins nombreux que ceux relatifs au système agricole, sans doute parce que le système hydrologique est associé à une moins grande diversité de critères : alors que le système hydrologique renvoie essentiellement à la sécurité des populations, la préservation de la biodiversité, l'entretien du capital naturel et l'efficacité (du stockage et de la distribution d'eau), le système agricole est associé à l'ensemble des critères, à l'exception de celui de sécurité des populations (Tab 4B). Cela montre à la fois l'importance des zones dites « productives » dans la représentation technique des problèmes de gestion quantitative de l'eau et l'importance des données agricoles dans les résultats des évaluations. Sur ce dernier point, il y a donc un enjeu de qualité de la donnée et d'accès aux données agricoles, pour qui veut pouvoir produire une expertise sur la gestion quantitative de l'eau.

Tableau. 4A Fréquence des indicateurs en fonction de leur résolution spatiale

Le total des fréquences excède le nombre de profils d'indicateurs (148) car un même profil peut être associé à plusieurs critères ou à plusieurs résolutions.

Critère \ Résolution	Indicateurs relatifs au territoire dans son ensemble (non spatiaux)					Indicateurs relatifs à des entités spatiales										Indicateurs relatifs à des catégories		
	Ensemble du territoire	Territoire agricole	Territoire en tant que		Réseau hydro-graphique	Indicateurs spatialisés						Indicateurs localisés				Type de culture	Type d'expl.	
			mosaïque paysagère	bassin versant		Exploitation	Parcelle/îlot	Bassin élémentaire	Rivière/Tronçon	Unité paysagère	Cellule	Bassin de prod. agricole	Zone du paysage	Exutoire/Point nodal	Site de pratique nautique			Retenue
Sécurité alimentaire	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Création de richesses et emploi local	2	6	0	0	3	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	1
Identité du territoire	0	12	2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	2
Sécurité des populations	1	0	0	1	2	0	0	1	3	0	0	0	2	3	0	0	0	0
Préservation de la biodiversité	0	2	1	1	1	0	0	1	4	0	1	0	1	3	0	1	0	0
Entretien du capital naturel	2	2	0	3	4	0	5	3	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Capacités d'adaptation des activités préleveuses	0	22	1	0	3	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	1	3	13
Possibilités d'ajustement offre/demande	1	6	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
Efficience	7	5	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	4	1
Équité	4	2	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4
Lisibilité de l'action publique	3	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Total	20	63	4	5	19	3	9	6	15	1	2	1	4	17	1	4	12	23
			111						36					27				35

Tableau 4B Fréquence des indicateurs en fonction des systèmes représentés

Résolution Critère	Ensemble du territoire	Représentation du système agricole						Représentation du système hydrologique						Représentation du système paysage				
		Territoire agricole	Exploi- tation	Parcelle /ilot	Bassin de prod. agricole	Type de culture	Type d'expl.	Territoire en tant que bassin versant	Réseau hydro- graphique	Bassin élémentaire	Rivière/ Tronçon	Exutoire/ Point nodal	Site de pratique nautique	Retenue	Territoire en tant que mosaïque paysagère	Unité paysagère	Cellule	Zone
Sécurité alimentaire	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Création de richesses et emploi local	2	6	0	0	1	2	1	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Identité du territoire	0	12	0	0	0	0	2	0	0	0	1	1	1	1	2	1	1	1
Sécurité des populations	1	0	0	0	0	0	0	1	2	1	3	3	0	0	0	0	0	2
Préservation de la biodiversité	0	2	0	0	0	0	0	1	1	1	4	3	0	1	1	0	1	1
Entretien du capital naturel	2	2	0	5	0	0	0	3	4	3	4	4	0	0	0	0	0	0
Capacités d'adaptation des activités préleveuses	0	22	0	1	0	3	13	0	3	0	1	2	0	1	1	0	0	0
Possibilités d'ajustement offre/demande	1	6	1	1	0	1	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Efficience	7	5	0	0	0	4	1	0	6	0	0	2	0	1	0	0	0	0
Equité	4	2	2	2	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lisibilité de l'action publique	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Total	20	63	3	9	1	12	23	5	19	6	15	17	1	4	4	1	2	4
				111							67					11		

Au total, les modes de représentation des indicateurs proposés par les experts confèrent au problème de la gestion quantitative de l'eau un aspect à la fois très « territorial » (spatialement agrégé) et « agricole ». Ce cadre de représentation semble indiquer que, pour des questions de coût, d'habitude, ou de faisabilité, l'hétérogénéité spatiale et les espaces « non-productifs » sont faiblement pris en compte dans l'expertise sur la gestion quantitative de l'eau dans des territoires agricoles. Certains indicateurs néanmoins se situent dans l'une ou l'autre de ces lacunes d'expertise, ou même dans les deux, comme par exemple les indicateurs de biodiversité agricole. Dans le contexte plus spécifique de la thèse, ces lacunes invitent à une certaine prise de recul dans l'interprétation des résultats d'évaluation pour les scénarios dont les effets sont localisés ou ciblant des espaces ayant peu ou pas de valeur marchande.

IV.2.2. Réductions et divergences dans la représentation technique du problème

Au-delà des tendances générales, l'exercice consistant à trouver des indicateurs pour chacun des critères d'évaluation montre également d'importantes inégalités entre critères en terme de nombre d'indicateurs formulés (Allain et al., 2018). Par exemple, il y a beaucoup plus d'indicateurs pour le critère « capacités d'adaptation des activités préleveuses » (27) que pour celui de « sécurité alimentaire » (4). Ces différences peuvent s'expliquer en partie par la composition du panel d'experts consultés (leurs domaines de compétences ne coïncident pas entièrement avec la grille de critères) et par le fait que certains critères laissent plus facilement place au débat que d'autres. Je présente ici un exemple où l'expertise produit une réduction du cadre d'analyse (indicateurs de biodiversité aquatique) et deux autres où le nombre d'indicateurs proposés est important, du fait de divergences entre experts (indicateurs de vulnérabilité et d'efficience).

Le cas des indicateurs de biodiversité aquatique est particulièrement illustratif de la **réduction** qui s'opère dans l'expertise. Au total, 3 groupes d'experts se sont penchés sur cette thématique. La base de données ne contient pour autant que sept profils d'indicateurs (sur 148 au total) pour la biodiversité aquatique :

- 4 ont été suggérés lors des entretiens avec les parties prenantes (et retravaillés en laboratoire) : pression phytosanitaire, coût écologique des infrastructures de stockage, température de l'eau, présence d'espèces non-natives.
- 2 ont été proposés par les experts et correspondent à des suggestions déjà faites par les parties prenantes : durée et intensité de l'étiage, et fréquence, durée et linéaire impacté par des ruptures d'écoulement.

- 1 a été effectivement ajouté lors de la consultation des experts : variations de débit importantes au cours d'une journée.

Les experts approchent donc la biodiversité aquatique par les débits et les écoulements, ce qui est plus restrictif que l'approche des parties prenantes, qui intégrait également la qualité de l'eau, l'écologie et les externalités négatives des aménagements. Le passage à la simulation va être encore plus réducteur, puisque seuls des indicateurs visant à qualifier la durée et l'intensité de l'étiage pourront effectivement être simulés. Ces deux réductions font écho à l'importance des indicateurs « quantitatifs » et « hydrologiques » dans la gestion de l'eau (Fernandez & Debril, 2016; Gleick, 2000), ce qui se retrouve à la fois dans la base de profils d'indicateurs et dans le modèle de simulation utilisé.

Les cas de critères où les indicateurs proposés sont nombreux peuvent à l'inverse illustrer **des zones de débat entre experts** sur la façon de représenter l'effet d'un scénario sur un critère donné. C'est notamment le cas avec le critère « capacité d'adaptation des activités prélevant de l'eau », qui est celui qui recense le plus d'indicateurs (27 indicateurs et 3 « proto-indicateurs » qui n'ont pas pu être spécifiés) (Allain et al., 2018, annexe 2 : Tab. 1). Les indicateurs proposés par les groupes INRA et ARVALIS pour évaluer la vulnérabilité des activités, en l'occurrence agricole, aux changements socio-économiques (qui est un sous-critère pour l'adaptation des activités prélevant de l'eau, Fig. 10) reflètent des conceptions différentes de cette vulnérabilité et de son origine¹⁸. Les premiers (INRA) se sont attachés à décrire la structure des exploitations agricoles ou du territoire agricole : indicateurs de diversité des surfaces agricoles, de diversité des sources de revenus, etc. Les seconds (ARVALIS) ont proposé des analyses fréquentielles : à partir de divers scénarios économiques, on compte le nombre de fois qu'un objectif donné est satisfait. Ces différents choix d'indicateurs ne sont pas neutres sur la représentation du problème et les solutions à privilégier. Les indicateurs structurels permettent d'apprécier la vulnérabilité *a priori*, ce qui suggère implicitement que l'agriculteur est capable de maîtriser ou d'anticiper les impacts d'événements exogènes. En qualifiant des impacts et des niveaux d'incertitudes, les analyses fréquentielles focalisent le problème sur l'ampleur de l'aléa et insistent moins sur les capacités d'action des agriculteurs. Notons que les analyses fréquentielles, lourdes à mettre en œuvre, ont été écartées dans la suite de la démarche et étaient donc absente des indicateurs proposés lors des ateliers d'évaluation. En conséquence, le groupe

¹⁸ La Chambre régionale d'agriculture a également fait des propositions sur ce thème. Mais ces propositions empruntent aux deux conceptions.

ARVALIS, souhaitant évaluer les scénarios lors des ateliers sur le critère « capacités d'adaptation des activités aux changements exogènes », y a renoncé, faute d'indicateurs pertinents à ses yeux.

Le cas du critère d' « efficacité », en particulier l'efficacité de l'irrigation, illustre un autre débat d'experts opposant une vision d'hydrologues (portée par le SMEGREG et le BRGM) à une vision d'agronomes (portée par ARVALIS). Le débat se situe à plusieurs niveaux. D'abord, au niveau du périmètre du système considéré, l'eau qui doit être optimisée, est-ce « toute l'eau reçue », soit l'eau des précipitations et l'eau d'irrigation (SMEGREG et BRGM), ou bien seulement l'eau d'irrigation (ARVALIS) ? Ensuite, parle-t-on de l'eau en tant que ressource et charge, qui peut donc s'exprimer en euros (ARVALIS), ou bien uniquement en tant que ressource, qui ne peut s'exprimer qu'en volume (SMEGREG et BRGM) ? Enfin, quel est le numérateur et quel est le dénominateur entre l'eau et la production agricole ? La vision d'hydrologue consiste à mettre l'eau au numérateur, ce qui revient à produire un indicateur représentant la quantité d'eau incorporée dans un euro agricole ou dans une tonne produite. La vision d'agronome consiste à mettre l'agricole au numérateur, et ainsi à représenter la quantité d'aliments (ou de richesses) que produit un m³ d'eau. Ces différences entre indicateurs, *a priori* subtiles, produisent en fait deux représentations distinctes du problème : un problème de surconsommation d'eau ou un problème de sous-valorisation de l'eau.

IV.3. Conclusion du chapitre : une succession de compressions produisant deux cadrages - axiologique et technique - du problème.

Au final, la construction de la grille de critères constitue une opération de compression, qui entend cependant représenter une diversité représentative de points de vue sur la gestion quantitative de l'eau. L'examen des entretiens permet de montrer qu'il existe des conflits de valeurs très ancrés, notamment autour de deux principes irréconciliables : réduire les « inégalités » temporelles et géographiques que produit l'eau pour satisfaire les besoins humains (essentiellement l'été) ou entretenir le plus possible les dynamiques naturelles dans les hydrosystèmes, ce qui, en plus de préserver la biodiversité, occasionne des bénéfices multiples (services) ne pouvant être compensés par les infrastructures humaines. Ce n'est donc pas tant les enjeux qui diffèrent – personne n'osera dire que l'économie ou l'environnement est sans importance – mais bien davantage les conceptions des relations Homme-Nature invoquées et les principes de « bonne gestion » soutenus. Cependant, dans les débats et plus encore dans

l'évaluation de scénarios *ex ante*, c'est un langage technique, constitué en indicateurs, qui a droit de cité.

La recherche d'indicateurs auprès d'experts ne fait pas complètement taire les divergences : on retrouve ainsi des visions d'hydrologues et des visions d'agronomes, et parmi les visions d'agronomes, des indicateurs différents d'un groupe à l'autre. Cependant, les lignes de débat ne se situent pas forcément au même endroit entre experts et entre parties prenantes. De plus, des réductions s'opèrent lors de la traduction des critères en indicateurs, qui ici donnent un cadre territorial et agricole à l'évaluation des scénarios de gestion de l'eau. Les représentations axiologiques et techniques de la situation sont donc partiellement disjointes - ceci quand bien même experts et parties prenantes sont pour partie les mêmes personnes, et quand la méthode choisie pour mettre au jour ces représentations est ascendante.

Le passage à la modélisation produit de nouvelles réductions, d'autant que le modèle utilisé dans cette thèse a été développé pour entrer en adéquation avec des problématiques gestionnaires et opérationnelles. Ce constat ouvre la voie à deux approches possibles : une approche analytique, pour laquelle le modèle peut être central, et où les indicateurs produits permettent de révéler certains enchaînements et certains arbitrages ; et d'autre part, une approche délibérative, où les indicateurs produits par le modèle ne sont que des arguments parmi d'autres, et dont l'objectif n'est pas de faire émerger un consensus en faisant taire des « passions » mais de se saisir du langage commun que constituent les indicateurs pour organiser le débat. Ce sont les résultats de ces deux approches que nous présentons successivement dans les deux chapitres suivants.

Chapitre 5 : Résultats des simulations et analyse intégrée des scénarios : le pilotage assisté de l'irrigation apparaît comme un scénario « sans regret », les rotations culturales comme le scénario « de l'environnement » et la concentration du stockage de l'eau comme le scénario « de l'économie »

Ce chapitre renvoie à l'article *Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes – a contribution from integrated assessment and modeling* (Allain et al., soumis, annexe 3). Aussi, je ne reviendrai ici que sur les principaux résultats de la simulation des scénarios, reportés dans le tableau 5 (traduit d'après le tableau 1 de l'article), enrichis par des références à d'autres indicateurs (livret d'indicateurs, annexe 7). Je conclurai sur les biais et angles morts du modèle et leurs implications pour certains scénarios.

Tableau 5. Résultats des simulations des scénarios

REF : Situation de référence ; ASSOL : réduction de la sole irriguée ; OAD : pilotage de l'irrigation avec un outil d'aide à la décision ; RET : concentration des capacités de stockage ; ROTA : Rotations culturales

Scénarios	REF	ASSOL	OAD	RET	ROTA
Indicateurs	Moyenne interannuelle (sur 13 années simulées)	Variation par rapport à REF (sur 13 années simulées)			
<i>Prélèvements totaux</i>	13.4 hm ³	-12%	-33%	+24%	-42%
<i>Volume total déstocké</i>	5,3 hm ³	-2%	-18%	-6%	-26%
<i>Nombre de jours sous le DOE</i>	43 jours	-1%	-11%	-6%	-14%
<i>Débit moyen estival (juin- septembre)</i>	11.8 m ³ /s	+0.1%	+1.7%	+1.3%	+2.7%
<i>Restitution au milieu</i>	274 mm	+1.1%	+2.3%	-1.8%	+6.0%
<i>Production totale des grandes cultures</i>	119 030 t	-11%	-0.4%	+3.5%	-12.0%
<i>Rendement moyen des grandes cultures</i>	5.6 t/ha	-3.9%	-0.4%	+3.5%	-12.0%
<i>Marge brute moyenne par hectare en grandes cultures</i>	505 €/ha	-2%	-1%	+9%	-9%

V.1. Ce que montrent les simulations : les relations entre indicateurs différent fortement d'un scénario à l'autre.

Tous les scénarios qui jouent sur la demande en eau engendrent logiquement une baisse des prélèvements. Cette baisse est très marquée avec les rotations culturales (ROTA, -42%) et l'optimisation du pilotage de l'irrigation (OAD, -33%) et plus faible dans le cas de l'arrêt de l'irrigation sur les zones non-réalimentées (ASSOL, -12%). Ces baisses des prélèvements provoquent une augmentation des débits de l'Aveyron (débit moyen estival et nombre de jours sous le DOE, Tab. 5), mais de manière non proportionnelle à la baisse des prélèvements, en raison du rôle déterminant des « débits d'entrée » à l'amont du bassin.

Ainsi, le **scénario ASSOL** a des effets insignifiants sur les débits simulés à l'exutoire de l'Aveyron - les changements introduits ne concernant que des parcelles éloignées de cette rivière et où les cultures sont de surcroît peu consommatrices d'eau. La conséquence principale de ce scénario ne concerne au final pas l'hydrologie de l'Aveyron mais l'agriculture : ce scénario engendre une importante réduction de la production céréalière (-11%), du fait de la réintroduction de prairies.

Le **scénario ROTA** permet quant à lui de limiter le recours au soutien d'étiage (-26%) tout en améliorant sensiblement les débits d'étiage. Bien qu'il s'agisse du scénario qui réduit le plus l'occurrence de crises, on est loin de les abolir (-14%, en moyenne, cela ne représente que 5 jours en moins par an sous le DOE). En revanche, ce scénario marque une tendance à la hausse des débits estivaux, notamment en juillet (Allain et al, soumis), et de la restitution de l'eau de pluie à l'hydrosystème (+2,3%). C'est également le seul scénario à entraîner une augmentation importante du VCN10 (valeur minimale du débit sur 10 jours consécutifs, +14%), et plus significativement encore les années sèches (annexe 7). Ce scénario marque donc possiblement une dés-anthropisation des régimes hydrologiques et un adoucissement des étiages les plus sévères sur l'Aveyron. Ces améliorations environnementales se font au prix d'une importante diminution de la production (-12%) et des marges agricoles (-9%), le maïs étant remplacé 3 années sur 4 par des cultures moins productives et moins rentables.

Le **scénario OAD** (introduisant un pilotage de l'irrigation assisté) entraîne un arrêt plus précoce de l'irrigation et par conséquent une rehausse du niveau de l'Aveyron en fin d'été (Allain et al, soumis) : le déstockage pour le soutien d'étiage s'en trouve réduit (-18%) de même que le nombre de jours de crises (-11%). Les effets de ce scénario sur la quantité d'eau restituée au milieu et sur le VCN10 (qu'il améliore surtout les années moyennes) sont moins nets que

dans le cas du scénario de rotations culturales (ROTA). En revanche, à sa différence, le scénario OAD évite de dégrader l'économie agricole (-1% seulement sur les marges brutes en grandes cultures), si bien que les résultats de nos simulations en font un scénario « sans regret ».

Enfin, le **scénario RET** (de concentration des capacités de stockage dans trois grandes retenues de substitution) est le seul à engendrer une augmentation des prélèvements d'irrigation (+24%). Dans ce scénario, la capacité de stockage totale reste inchangée, ce qui montre que lorsque les irrigants sont connectés à des infrastructures collectives, ils ont plus de facilités à satisfaire leur demande d'eau. En effet, une compensation s'opère entre ceux qui initialement avaient une réserve sous-utilisée et ceux pour qui elle était limitante. En conséquence, les rendements des cultures de maïs sont mieux sécurisés les années sèches, ce qui améliore de façon non-négligeable la marge brute moyenne des maïsiculteurs (+9%) et réduit fortement ses variations d'une année sur l'autre (annexe 7). Avec ce scénario, le soutien d'étiage et les débits d'étiage s'améliorent légèrement malgré l'augmentation des prélèvements, car ceux-ci s'effectuent en grande partie à partir des retenues de substitution, remplies par pompage hivernal. Cependant, comme les agriculteurs irriguent plus, la quantité d'eau restituée au milieu diminue (-1,8%).

Ces résultats de simulations sont contingents de la situation de référence (période 2001-2013 et territoire de l'Aveyron aval – Lère). Celle-ci se caractérise notamment par un taux de satisfaction de la demande en eau élevé (supérieur à 90%, en moyenne pour l'ensemble du territoire et de la période de simulation, annexe 7), et des tours d'eau de « sécurité » en fin de saison. Dans d'autres zones du bassin Adour-Garonne (ou d'autres bassins), où les irrigants ont déjà mis en œuvre des stratégies d'économie d'eau, le scénario OAD pourrait à l'inverse inciter les agriculteurs à mieux satisfaire les besoins des plantes, et entraîner une augmentation des prélèvements. De même, dans un territoire où le nombre de retenues sous-utilisées serait plus anecdotique, une mutualisation des capacités de stockage entraînerait vraisemblablement une hausse plus limitée des prélèvements. Enfin, les résultats économiques des scénarios dépendent directement des prix de ventes des cultures, que l'on sait fluctuants, et du système de tarification de l'eau, très variable d'un bassin à l'autre. Les effets des scénarios sur les marges simulées sont donc difficilement généralisables à d'autres territoires et ne sont que faiblement informatifs quant au futur de l'économie agricole dans le territoire d'étude.

Au total, les simulations informatiques montrent bien que les relations entre prélèvements, hydrologie et production agricole sont non-linéaires, ce qui est logique pour un système complexe tel que celui de gestion de l'eau décrit par le modèle. Au travers des simulations, le

scénario de pilotage de l'irrigation assisté (OAD) apparaît comme un scénario sans regret (intéressant pour l'environnement et la gestion opérationnelle de l'eau et sans désavantages marqués pour l'agriculture) ; le scénario de réduction de la sole irriguée (ASSOL) ne semble présenter aucun intérêt et même poser de potentiels problèmes au niveau des filières céréalières compte-tenu de la baisse de la production en grandes cultures ; le scénario de rotations culturales (ROTA) semble le plus favorable à l'environnement et à la gestion opérationnelle de l'eau mais le pire pour l'agriculture ; quand le scénario de concentration du stockage d'eau (RET) se présente à l'inverse comme celui qui sécurise l'économie agricole.

V.2. Ce qui échappe aux simulations : les petits cours d'eau, les hautes eaux, les « autres » cultures, et les effets rebonds.

Le modèle MAELIA présente un certain nombre de limites qui font que les effets des scénarios sur l'hydrologie et l'économie agricole sont plus ou moins bien reflétés par les résultats des simulations.

En ce qui concerne **l'hydrologie**, le modèle présente deux limites importantes. D'abord, il n'a pas été calibré pour rendre compte des phénomènes en période hors étiage, et en particulier les périodes de hautes eaux. Ainsi, le scénario RET, qui introduit un pompage hivernal dans l'Aveyron, impacte forcément l'hydrologie pendant la période de hautes eaux, donc le régime hydrologique, mais ces effets ne peuvent être mis en lumière par les simulations. Ensuite, SWAT est un modèle conçu pour représenter les flux d'eau à l'échelle de grands bassins versants, et reproduire la dynamique des débits qui en résulte. Ainsi, le modèle est bien adapté pour simuler les débits à l'exutoire de l'Aveyron, mais beaucoup moins pour les débits de ses affluents. De fait, avec MAELIA (qui reprend les formalismes de SWAT), on représente assez fidèlement la dynamique des débits (d'étiage) au point nodal de Loubéjac à l'exutoire de l'Aveyron. En revanche, on représente beaucoup moins bien les débits au point nodal de Réalville (sur la Lère) et cela devient impossible pour les plus petits affluents. En conséquence, les scénarios RET (concentration du stockage) et ASSOL (arrêt de l'irrigation sur les zones non-réalimentées), qui relâchent la pression de prélèvements sur certaines petites rivières, peuvent présenter des intérêts pour celles-ci, mais ces effets échappent à la simulation. De même, les effets des différents scénarios sur les débits de la Lère, qui peuvent être éloignés des effets

simulés pour l'Aveyron, ne peuvent être estimés de façon fiable. Ainsi, le respect du DOE au point nodal de Réalville est un indicateur absent des résultats de simulation. Le seul proxy accessible pour appréhender les effets des scénarios sur les différents affluents de l'Aveyron est le volume prélevé sur les bassins versants correspondants. Or, comme on l'a vu, les prélèvements ne sont pas directement corrélés aux débits, ce qui en fait un proxy de mauvaise qualité, mais le seul disponible pour représenter des effets hydrologiques différenciés dans l'espace.

Concernant son module agricole, MAELIA souffre également de limites qui fragilisent l'analyse des effets des scénarios, notamment ASSOL (réduction de la sole irriguée) et OAD (pilotage de l'irrigation assistée), sur **l'agriculture**. Premièrement, le modèle de croissance des cultures (AqYield) n'est adapté qu'aux grandes cultures. Il ne permet pas de simuler la production des prairies et des vergers. Cela conduit à ne calculer les indicateurs de rendement, production agricole et marges brutes que pour les grandes cultures et donc à considérer implicitement les prairies comme des espaces non-productifs (cas du scénario ASSOL). De la même manière, un scénario qui introduirait de nouveaux vergers ou modifierait les espèces cultivées ne pourrait pas être évalué à l'aune d'indicateurs de production correctement simulés. Deuxièmement, AqYield calcule la croissance végétale en fonction d'un taux de satisfaction hydrique des besoins théoriques de la plante (Constantin et al., 2015) ; aussi, il ne permet pas d'intégrer des facteurs biotiques qui pourraient limiter le développement des plantes (par exemple des ravageurs, que l'on peut supposer moins nombreux dans les scénarios de diversification des cultures), ni de rendre compte des effets de l'apport en eau sur d'autres caractéristiques des cultures, comme leur qualité. Ainsi, le scénario OAD qui met en place une irrigation « théorique » fondée sur le modèle AqYield (Allain et al., soumis ; voir également la description des scénarios en annexe 6), conduit à supprimer l'irrigation des blés et des tournesols car elle ne participe pas directement à leur croissance, ce qui peut avoir des effets – non estimés – sur leur qualité.

Une autre précaution est nécessaire dans l'interprétation des résultats de simulation du scénario OAD, lié à l'absence de prise en compte de potentiels effets rebond. Dans le scénario OAD, l'optimisation qui est faite des apports en eau se traduit entièrement par une réduction des prélèvements. Or, ce lien de cause à effet est critiqué par certaines études, dont celle de (Ward & Pulido-Velazquez, 2008) qui indique une augmentation des prélèvements et une dégradation de l'eau restituée au milieu dans le cas de stratégies d'optimisation de l'eau. Il

pourrait en effet se produire une forme d'effet rebond, la demande en eau augmentant suite à une innovation technologique augmentant l'efficacité de la ressource. A la différence de l'effet rebond « classique », dans le cas de l'irrigation, ce phénomène n'est pas expliqué par une diminution du coût d'irrigation d'un hectare agricole, la consommation d'eau étant généralement peu sensible aux prix de l'eau. Les effets rebond observés suite à l'introduction de technologies plus efficaces pour l'irrigation peuvent s'expliquer par plusieurs mécanismes (non simulés) : la réallocation de volumes d'eau économisés à d'autres parcelles, une volonté de « retour sur investissement » qui stimule l'irrigation de nouvelles surfaces, ou encore une automatisation du déclenchement de l'irrigation permettant de lever des contraintes de main d'œuvre (Dumont, Mayor, & López-Gunn, 2013).

V.3. Principaux enseignements : rôle de la géographie, différences interannuelles, et inégalités entre scénarios dans la façon dont ils sont simulés.

La simulation des scénarios permet de comprendre certains mécanismes liant pratiques, ressources et usages. En particulier, elle permet de mettre en évidence le **rôle de la géographie et de l'aménagement du territoire**. Ainsi, à capacité égale, une multitude de retenues individuelles disséminées dans l'espace incitera les acteurs à restreindre leurs prélèvements quand une infrastructure plus concentrée et gérée collectivement pourra accroître ces prélèvements de façon très significative. De même, plus on ciblera des cultures proches des grands axes hydrologiques, qui sont souvent aussi les plus irriguées pour des raisons d'accès à l'eau, et plus les efforts de réduction des prélèvements auront un impact positif sur les débits de ces grands cours d'eau, à l'inverse d'une stratégie consistant à cibler les efforts sur les zones amont et autour de petits affluents. Dans le cas Adour-Garonnais, cela indique que la stratégie consistant à remplacer des monocultures de maïs implantées dans les plaines alluviales par des rotations culturales est la plus susceptible de réduire l'occurrence de crises. Cependant, même en divisant par deux les prélèvements dans un territoire comme l'aval de l'Aveyron, le « déséquilibre structurel », défini par le nombre de jours sous les DOE, ne serait potentiellement pas résolu.

Un autre intérêt de ces simulations est de montrer que **les effets des différents scénarios varient en fonction des années**. Ainsi, la concentration des capacités de stockage – qui de fait accroît la capacité des agriculteurs à satisfaire leur demande d'eau – entraîne des prélèvements plus importants tous les ans, mais l'amélioration des revenus agricoles est quant à elle, pour

l'essentiel, limitées aux « mauvaises » années. De même, la mise en place de rotations culturales à l'endroit des monocultures de maïs réduit très fortement la pression de prélèvements tous les ans, avec pour conséquence de diminuer les bénéfices des agriculteurs les années où le climat est favorable, et symétriquement de rehausser de façon importante les VCN10 les années où l'étiage est le plus critique.

Enfin, **les différents scénarios ne sont pas impactés de la même manière par les biais et limites du modèle** : certains s'en trouvent avantagés, et d'autres pénalisés. Les scénarios OAD et ASSOL constituent les cas les plus emblématiques. Le scénario OAD, dont les potentiels effets négatifs (effet rebond, effets du stress hydrique sur la qualité des productions) sont « invisibilisés » du fait des caractéristiques du modèle, apparaît comme un scénario n'ayant que des avantages, sans contreparties. Au contraire, le scénario ASSOL, dont l'essentiel des effets bénéfiques escomptés (amélioration de la qualité de l'eau, amélioration de l'hydrologie des secteurs non-réalimentés) échappent au modèle, se présente comme un scénario sans intérêt, voire même problématique en terme de production agricole. Le chapitre suivant présente la manière dont les différents groupes de parties prenantes se sont saisis de ces informations pour évaluer les scénarios.

Chapitre 6 : Résultats de l'évaluation multi-acteurs : Les divergences entre acteurs s'expriment de différentes façons et avec des intensités variables selon les indicateurs utilisés, les scénarios évalués et les critères sur lesquels ils sont évalués.

Le document de restitution à l'attention des acteurs (annexe 8) propose une analyse détaillée des résultats des évaluations acteur par acteur et scénario par scénario. Aussi, je renvoie le lecteur à ce document et propose, dans ce chapitre, une analyse plus macroscopique ou transversale de ces résultats. Je m'attarderai dans un premier temps sur l'usage des indicateurs par les acteurs (principalement ceux issus des simulations et présentés dans le livret d'indicateurs) puis engagerai une analyse comparée des scénarios sur la base des évaluations qui en sont faites.

VI.1. Usage des indicateurs : pour parler de quoi et pour dire quoi ?

Ainsi que l'ont précisé O'Connor et Spangenberg (2008), l'utilisation d'indicateurs dans des dispositifs d'évaluation multi-acteurs permet non seulement de produire des connaissances à partir des indicateurs mais aussi *sur* les indicateurs eux-mêmes. En effet, lorsqu'un acteur mobilise un indicateur, cela signifie qu'il le considère pertinent pour juger d'un scénario donné sur un critère donné. Par conséquent, calculer les fréquences d'utilisation des indicateurs issus du livret des indicateurs, me permet d'observer leur pertinence *pour qui* (Tableau 6A) et *pour quoi* (Tableau 6B).

Dans un premier temps, j'analyserai pour chaque type d'indicateurs, ceux les plus fréquemment utilisés, et parmi ceux-ci, leur degré de spécificité ou de transversalité. Pour des indicateurs proches, notamment ceux issus des mêmes données de simulation, je tenterai de voir s'ils trouvent ou non les mêmes usages et donnent lieu aux mêmes interprétations. Dans un deuxième temps, je regarderai, pour les deux critères les plus fréquemment évalués (« création de richesses et emploi local » et « préservation de la biodiversité »), ce qui les rapproche ou distingue en termes d'indicateurs utilisés. Enfin, dans un troisième temps, je présenterai les indicateurs ajoutés par les acteurs dans le courant des ateliers d'évaluation.

Tableau 6A Nombre d'utilisations des indicateurs du livret par les groupes d'acteurs lors de l'atelier d'évaluation

		Arvalis	CA	Stockage	SE-dpt	SE-reg	APNE	PETR
INDICATEURS DE PRELEVEMENTS								
<i>PRELEV</i>	Volume d'eau prélevé pour l'irrigation				1		1	1
<i>PRELJZ</i>	Dynamique journalière des prélèvements sur les zones réalimentées							
<i>PRELD</i>	Volumes prélevés pour l'irrigation en dynamique décadaire					2		
<i>PRELBV</i>	Volume des prélèvements par bassin versant élémentaire				1	1	1	
<i>RESTI</i>	Quantité d'eau restituée au milieu			1		1	1	
INDICATEURS CARACTERISANT L'ETIAGE								
<i>QETE</i>	Débit moyen des rivières pendant la période estivale (juin-septembre)						1	
<i>QJA</i>	Débit moyen des rivières en juillet-août	1						
<i>QDETE</i>	Débit des rivières par décade de la période estivale		1	1	1	1		1
<i>FDOE</i>	Fréquence de franchissement du débit d'objectif d'étiage	1			1	1		1
<i>F10DOE</i>	Fréquence à laquelle le débit moyen sur 10 jours passe sous le DOE	1						
<i>VDEF</i>	Volume d'eau déficitaire par rapport au DOE	1	1	1	1			
<i>VCN10</i>	Valeur minimale du débit moyen sur 10 jours					1	1	1
INDICATEURS RELATIFS AU STOCKAGE								
<i>SE</i>	Volume mobilisé pour le soutien d'étiage	1	1	1			1	1
<i>UTRET</i>	Taux d'utilisation des retenues agricoles	1	1		1	1		
<i>CULOT</i>	Nombre de jours où les retenues sont à leur culot							

(Suite du tableau 6A)

		Arvalis	CA	Stockage	SE-dpt	SE-reg	APNE	PETR
INDICATEURS AGRICOLES								
<i>DIVC</i>	Diversité des cultures		1	2	1	2	2	2
<i>PROD</i>	Production agricole des grandes cultures	1	1					
<i>RDT</i>	Rendements des grandes cultures							
<i>CATER</i>	Chiffre d'affaire dégagé par les grandes cultures sur le territoire	1	1					
<i>MB</i>	Marge brute à l'ha pour les grandes cultures	1	1	1		1		1
<i>SATIS</i>	Taux de satisfaction de la demande en eau							1
<i>CHT</i>	Temps de travail dédié aux opérations techniques agricoles							
<i>PICT</i>	Fréquence des pics d'activités techniques agricoles							
INDICATEURS D'EFFICIENCE								
<i>PRODEAU</i>	Production en grandes cultures dégagée par m ³ d'eau prélevé	1						
<i>RDEAU</i>	Rendement des grandes cultures par m ³ d'eau prélevé							
<i>VALEAU</i>	Marge brute dégagée par m ³ d'eau prélevé	2	1	1	1			1
<i>CAEAU</i>	Chiffre d'affaire dégagé par m ³ d'eau prélevé							1
<i>MBDEF</i>	Coût en marge brute de la réduction du déficit hydrique	1	1					

Tableau 6B Fréquence d'utilisation des indicateurs du livret par critère

	Sécurité des populations	Sécurité alimentaire	Richesse et emploi	Biodiversité	Adaptation des activités	Ajustement O/D	Capital naturel	Équité	Efficience	Lisibilité
INDICATEURS DE PRELEVEMENTS										
PRELEV					1		1			1
PRELJZ										
PRELD	1				1					
PRELBV				1			1			1
RESTI				2	1					
INDICATEURS CARACTERISANT L'ETIAGE										
QETE				1						
QJA			1							
QDETE	1		2	1	1					
FDOE	1	1		1						1
F1ODOE						1				
VDEF	1		1					1	1	
VCN10	1			2						
INDICATEURS RELATIFS AU STOCKAGE										
SE					1	1	1		1	
UTRET					1	1			1	1
CULOT										
INDICATEURS AGRICOLES										
DIVC	2	1	1	3	2		1			
PROD		2								
RDT										
CATER			2							
MB			4		1					
SATIS										
CHT										
PICT										
INDICATEURS D'EFFICIENCE										
PRODEAU									1	
RDEAU										
VALEAU			2		1				2	1
CAEAU			1							
MBDEF									2	

VI.1.1. Une lecture par types d'indicateurs

Les indicateurs de prélèvements pour l'irrigation apparaissent pertinents aux yeux des acteurs qui se sont intéressés aux critères de préservation de la biodiversité, d'adaptation des activités aux changements exogènes, de sécurité des populations et de lisibilité de l'action publique : services de l'Etat, APNE, gestionnaires d'ouvrage et PETR (Tab 6A et 6B). Le cumul des prélèvements (PRELEV¹⁹) et leur répartition entre bassins versants (PRELBV) sont les indicateurs les plus transversaux, c'est-à-dire utilisés par le plus d'acteurs pour évaluer le plus de critères. Ces deux indicateurs proviennent des mêmes données brutes (issues des simulations), simplement agrégées à différentes résolutions spatiales ; pour autant, ils ne donnent pas lieu aux mêmes interprétations. L'indicateur agrégé à l'échelle du territoire (PRELEV) fait l'objet de jugements convergents entre les trois groupes qui l'ont utilisé. La seule différence entre groupes concerne le scénario ASSOL, qui est celui qui réduit le moins les prélèvements : certains acteurs jugent que les changements sont peu significatifs quand d'autres les jugent satisfaisants (Tab. 7A). Cette différence est donc une différence d'interprétation quant au seuil à partir duquel une amélioration devient satisfaisante. En revanche, l'indicateur spatialisé (PRELBV) donne lieu à des différences d'interprétation importantes entre acteurs, qui ne relèvent pas d'effets de seuils. Ces différences s'expriment principalement sur les scénarios OAD (où la réduction des prélèvements est relativement faible et homogène dans l'espace) et RET (qui réduit les prélèvements sur l'essentiel du territoire et les augmente drastiquement au niveau des trois retenues de substitution). Sur ce dernier scénario, par exemple, les deux groupes de services de l'Etat constatent une amélioration quand celui des APNE observe une dégradation de la situation de référence (Tab. 7B).

¹⁹ Le nom complet des indicateurs et leurs abréviations sont listés dans le tableau 5A.

Tableau 7A. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur PRELEV
(prélèvements d'irrigation totaux)

Scénario	Jugement de valeur	Groupe d'acteurs	Critère évalué
ASSOL	Changement peu significatif	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Changement peu significatif	APNE	Entretien du capital naturel
	Amélioration satisfaisante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
ROTA	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	APNE	Entretien du capital naturel
	Amélioration satisfaisante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
OAD	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	APNE	Entretien du capital naturel
	Amélioration satisfaisante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
RET	Détérioration gênante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Détérioration gênante	APNE	Entretien du capital naturel
	Détérioration gênante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes

Tableau 7B. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur PRELEBV
(prélèvements d'irrigation par bassin versant élémentaire)

Scénario	Jugement de valeur	Groupe d'acteurs	Critère évalué
ASSOL	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau région	Entretien du capital naturel
	Amélioration satisfaisante	APNE	Préservation de la biodiversité
ROTA	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau région	Entretien du capital naturel
	Amélioration satisfaisante	APNE	Préservation de la biodiversité
OAD	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau région	Entretien du capital naturel
	Changement peu significatif	APNE	Préservation de la biodiversité
RET	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau région	Entretien du capital naturel
	Détérioration gênante	APNE	Préservation de la biodiversité

Les indicateurs relatifs à l'étiage, tous basés sur la simulation des débits journaliers à l'exutoire de l'Aveyron, sont utilisés par tous les acteurs (Tab 6A) et recouvrent tous les critères, à l'exception de l'entretien du capital naturel (Tab 6B). Les indicateurs les plus utilisés sont la dynamique des débits pendant l'étiage (QDETE), la fréquence de franchissement du DOE (FDOE), et le volume déficitaire par rapport au DOE (VDEF). De façon intéressante, les jugements portés sur les scénarios concordent presque parfaitement quel que soit l'indicateur qui est mobilisé, l'acteur qui l'utilise et le critère qu'il juge. On peut interpréter cette convergence à l'aune du cadrage de la gestion de l'eau par les DOE, en tant que norme rendant commensurables plusieurs enjeux (Fernandez & Debril, 2016), commensuration qui semble ici parfaitement intégrée par les participants.

Les indicateurs relatifs au stockage de l'eau – volume déstocké pour le soutien d'étiage (SE) et utilisation des retenues (UTRET) – sont également mobilisés par l'ensemble des acteurs, pour évaluer les critères relatifs à l'adaptabilité et à l'acceptabilité des scénarios. De façon surprenante, ils ne sont pas utilisés pour évaluer le critère « création de richesse et emploi local », alors que le stockage d'eau a été mentionné à plusieurs reprises comme une activité coûteuse lors des premiers entretiens (ce peut être lié au fait que ni les services de l'Etat ni les APNE n'ont évalué le critère économique). Pour le volume déstocké pour le soutien d'étiage (SE), l'idée qui sous-tend l'usage de l'indicateur est que plus on garde d'eau en réserve en amont, plus il est facile de faire face à des aléas et au changement climatique et de répartir cette ressource entre usagers sans frustrer certaines demandes. Notons le cas particulier des APNE qui utilisent l'indicateur de soutien d'étiage (SE) pour indiquer à quel point les dynamiques hydrologiques à l'amont du territoire d'étude sont perturbées, et ainsi évaluer l'entretien du capital naturel. Le volume relâché pour le soutien d'étiage est l'un des seuls indicateurs qui, dans l'usage qui en est fait, fait ressortir la tension entre correction et entretien des variations naturelles de l'hydrologie (qui était structurante lors des entretiens sur jeu de cartes). Ces usages alternatifs de l'indicateur de soutien d'étiage montrent que celui-ci est potentiellement porteur d'un « malentendu fédérateur » entre ceux pour qui moins utiliser les réserves, c'est moins perturber l'hydrologie (voire peut-être même à terme limiter le recours au stockage), et ceux pour qui cela signifie avoir plus d'eau disponible pour satisfaire la demande en eau sur la durée et auprès d'un maximum d'usagers. La caractéristique principale de l'indicateur d'utilisation des retenues (UTRET), commune à presque tous les groupes, est d'être difficile à interpréter (Tab. 8) : cela peut être dû à la présentation cartographique de l'indicateur (critiquée par ARVALIS), mais aussi au fait que les participants ont du mal à établir s'il vaut mieux accroître

l'utilisation des retenues (donc mobiliser l'existant) ou la diminuer (ce qui est la conséquence logique d'une baisse des prélèvements). Ces interrogations ont notamment fait l'objet de débat dans les groupes des services de l'Etat. Seul le groupe Chambre d'Agriculture, qui s'intéressait à l'efficacité des scénarios, n'a pas eu de problèmes d'interprétation, jugeant que seul le scénario de concentration du stockage améliorerait véritablement l'efficacité d'utilisation de ces infrastructures.

Tableau 8. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur UTRET
(taux d'utilisation des retenues)

Scénario	Jugement de valeur	Groupe d'acteurs	Critère évalué
ASSOL	Evolution incertaine, difficile à interpréter	ARVALIS	Ajustement entre offre et demande en eau
	Changement peu significatif	Chambres d'agriculture	Efficience
	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau région	Adaptation aux changements exogènes
ROTA	Evolution incertaine, difficile à interpréter	ARVALIS	Ajustement entre offre et demande en eau
	Changement peu significatif	Chambres d'agriculture	Efficience
	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Changement peu significatif	Services de l'Etat - niveau région	Adaptation aux changements exogènes
OAD	Evolution incertaine, difficile à interpréter	ARVALIS	Ajustement entre offre et demande en eau
	Changement peu significatif	Chambres d'agriculture	Efficience
	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Changement peu significatif	Services de l'Etat - niveau région	Adaptation aux changements exogènes
RET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	ARVALIS	Ajustement entre offre et demande en eau
	Amélioration satisfaisante	Chambres d'agriculture	Efficience
	Evolution incertaine, difficile à interpréter	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau région	Adaptation aux changements exogènes

Parmi les indicateurs agricoles, l'indicateur de diversité des assolements (DIVC) est de loin le plus utilisé, par 6 des 7 groupes d'acteurs (Tab 5A), et sur 6 des 10 critères collectivement évalués (Tab 5B). Le seul groupe à utiliser cet indicateur pour le critère économique

(gestionnaires d'ouvrages) en fait le pivot central de son argumentaire, en lui attribuant 40% de poids, alors que les trois autres groupes évaluant le critère économique n'y font pas référence ; ceci indique un élément de controverse important sur le rôle économique de la diversité culturelle, qui s'exprime dans l'évaluation du scénario de rotations culturales (ROTA) sur ce critère (Fig. 10). Le deuxième indicateur agricole le plus utilisé est la marge brute à l'hectare des grandes cultures (MB). Quatre des cinq groupes d'acteurs qui s'en sont saisi l'ont fait pour le critère « création de richesses et emploi local » quand le cinquième le mobilise pour le critère « capacité d'adaptation des activités préleveuses », considérant que la santé économique des exploitations tient un rôle dans leurs capacités d'adaptation. D'une façon générale, les indicateurs agricoles (hors diversité des cultures) font l'objet d'un usage spécifique à un critère donné et convergent entre acteurs : marge brute et chiffre d'affaire sont mobilisés pour le critère « création de richesses et emploi local » ; et la production agricole l'est pour le critère de sécurité alimentaire.

Les **indicateurs d'efficience de l'eau** correspondent à un rapport entre une donnée agricole et une donnée hydrologique. Parmi ceux-ci, la marge brute par m³ d'eau prélevé (VALEAU) est à la fois l'indicateur le plus utilisé, par le plus grand nombre d'acteurs (5 groupes, Tab. 6A) et sur le plus grand nombre de critères (4 critères, Tab. 6B). En effet, cet indicateur ne se rapporte pas, dans les jugements portés, qu'à l'efficience, mais également à l'économie, à l'adaptation des activités au changement et à la lisibilité de l'action publique. C'est également un indicateur producteur de consensus (les jugements des acteurs s'alignant parfaitement les uns avec les autres), et qui marque le rejet – consensuel également - de scénarios tendant à réduire, même légèrement, l'efficience de l'eau (cas du scénario RET) (Tab. 9).

Tableau 9. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur VALEAU

(marge brute dégagée par m³ d'eau prélevée)

Scénario	Jugement de valeur	Groupe d'acteurs	Critère évalué
ASSOL	Changement peu significatif	ARVALIS	Efficienc e, création de richesses et emploi
	Changement peu significatif	Chambres d'agriculture	Efficienc e
	Changement peu significatif	Stockage de l'eau pour l'agriculture	Création de richesses et emploi
	Changement peu significatif	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Changement peu significatif	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
ROTA	Amélioration satisfaisante	ARVALIS	Efficienc e, création de richesses et emploi
	Amélioration satisfaisante	Chambres d'agriculture	Efficienc e
	Amélioration satisfaisante	Stockage de l'eau pour l'agriculture	Création de richesses et emploi
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
OAD	Amélioration satisfaisante	ARVALIS	Efficienc e, création de richesses et emploi
	Amélioration satisfaisante	Chambres d'agriculture	Efficienc e
	Amélioration satisfaisante	Stockage de l'eau pour l'agriculture	Création de richesses et emploi
	Amélioration satisfaisante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Amélioration satisfaisante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes
RET	Détérioration gênante	ARVALIS	Efficienc e, création de richesses et emploi
	Détérioration gênante	Chambres d'agriculture	Efficienc e
	Détérioration gênante	Stockage de l'eau pour l'agriculture	Création de richesses et emploi
	Détérioration gênante	Services de l'Etat - niveau département	Lisibilité de l'action publique
	Détérioration gênante	PETR Midi-Quercy	Adaptation aux changements exogènes

VI.1.2. Comparaison de l'usage des indicateurs pour deux critères

Les deux critères les plus fréquemment choisis sont la création de richesses et d'emploi local (évalué par 4 groupes) et la préservation de la biodiversité (évalué par 3 groupes). L'économie et la biodiversité sont généralement présentés comme des critères qui varient dans des sens opposés dans les évaluations de durabilité ; il est donc intéressant de voir s'il existe cependant

des indicateurs jugés pertinents pour les deux critères ou si les indicateurs utilisés sont, comme on peut le penser *a priori*, mutuellement exclusifs.

La comparaison de l'usage des indicateurs pour ces deux critères les plus souvent choisis montre des spécificités très nettes en ce qui concerne les **indicateurs de prélèvements et d'efficacité**. Ceux-ci font l'objet d'utilisations mutuellement exclusives entre les deux critères : les indicateurs de prélèvements, notamment l'indicateur de restitution d'eau au milieu (RESTI), sont jugés très pertinents pour la biodiversité et non pertinents pour l'économie ; à l'inverse, les indicateurs d'efficacité apparaissent pertinents pour l'économie et non-pertinents pour la biodiversité (Tab. 6B).

Les indicateurs agricoles et ceux qualifiant l'étiage sont utilisés pour évaluer les scénarios pour les deux critères de préservation de la biodiversité et de création de richesses et emploi local. Cependant, si l'on regarde le détail des indicateurs mobilisés à chaque fois, des spécificités apparaissent.

Parmi les **indicateurs relatifs à l'étiage**, plusieurs indicateurs qualifiant des débits moyens sur des périodes plus ou moins longues (QDETE, QJA) sont utilisés pour spécifier le critère économique (« création de richesses et emploi local »). Ces indicateurs permettent aux acteurs de rendre compte de l'impact des scénarios sur les activités économiques non-agricoles. S'y ajoute l'indicateur VDEF (volume déficitaire par rapport au DOE), utilisé par les gestionnaires d'ouvrages dans une visée prospective, dans l'hypothèse qu'un jour le déficit des cours d'eau fasse l'objet d'un paiement par les usagers de l'eau. En plus d'indicateurs de moyennes (QETE, QDETE), les acteurs qui ont évalué le critère de biodiversité mettent également l'accent sur les épisodes critiques pour les cours d'eau (à la différence de ceux qui évaluent l'économie) en utilisant comme indicateurs le nombre de jours sous le DOE (FDOE) et surtout le VCN10 (qui caractérise le niveau le plus bas de l'étiage).

Les **indicateurs agricoles** sont quant à eux utilisés de manière très différente par les acteurs suivant qu'ils jugent le critère économique ou celui de biodiversité. Les acteurs s'étant intéressés à la biodiversité ont systématiquement mobilisé l'indicateur de diversité des cultures tandis que tous les acteurs ayant évalué le critère « économie et emploi local » ont quant à eux mobilisé la marge brute à l'hectare des grandes cultures.

Ainsi, la principale zone de recouvrement entre les critères de création de richesses et emploi local et de préservation de la biodiversité se situe au niveau des indicateurs relatifs à l'étiage.

Pour ces indicateurs notamment, leur diversité et apparente redondance apparaît utile à l'évaluation, car l'argumentaire développé par les acteurs peut s'appuyer sur des moyennes, des dynamiques ou des fréquences (pour les épisodes critiques par exemple). Ailleurs, les indicateurs « de biodiversité » et « d'économie » concordent peu. Cependant, à l'exception de deux indicateurs utilisés par tous les acteurs pour le même critère (MB pour l'économie et DIVC pour la biodiversité), les différents groupes d'acteurs, ne développant pas les mêmes argumentaires, constituent des « paniers d'indicateurs » distincts pour évaluer ces critères. Ceci argumente donc une fois de plus en faveur d'une diversité d'indicateurs, y compris une pseudo-redondance, dans le cadre d'une évaluation délibérative.

VI.1.3. Indicateurs ajoutés par les participants

Les indicateurs ajoutés par les participants (Tableau 10) nous permettent de situer les attentes exprimées par les acteurs en termes d'informations nécessaires mais non-disponibles pour évaluer les scénarios.

Le critère « création de richesses et emploi local » est à la fois celui qui a été le plus souvent choisi et qui a nécessité le plus d'ajouts. On observe notamment une attente très marquée pour le développement d'indicateurs relatifs à l'emploi et à l'échelle des exploitations (Tab. 9). Pour le critère de biodiversité (deuxième critère le plus souvent évalué), ce sont davantage les indicateurs hydrologiques qui semblent insuffisants, les acteurs exprimant des besoins pour des indicateurs non-focalisés sur le quantitatif (continuité écologique, qualité de l'eau) et qualifiant les dynamiques hivernales.

Sur l'ensemble des critères, les indicateurs ajoutés par les participants indiquent une demande assez généralisée pour des indicateurs agricoles supplémentaires, englobant l'ensemble des productions, qualifiant plus précisément les pratiques (utilisation de produits phytosanitaires, couverture des sols) et élargissant la gamme des impacts considérés (sur la qualité des productions, l'emploi, le nombre d'exploitations...). Le modèle MAELIA ne permet pas – dans sa version actuelle tout du moins – de répondre à ces attentes. Ainsi, la prépondérance des indicateurs qualifiant le système agricole, déjà observée au moment du développement des indicateurs, ressort également dans l'usage des indicateurs lors de l'évaluation, mais avec une attente supplémentaire pour plus de diversité (échelles, productions, pratiques, effets sur l'emploi...).

Tableau 10. Liste des indicateurs ajoutés par les participants au cours des ateliers

Acronyme	Nom	Groupe d'acteurs ayant ajouté l'indicateur	Critère concerné
<i>PHYTO</i>	Pollution par les produits phytosanitaires	Services Etat (département)	Sécurité des populations
<i>PRODEL</i>	Production en élevage	ARVALIS	Sécurité alimentaire
<i>QUAL</i>	Qualité sanitaire et technologique des productions	ARVALIS	Création de richesses et emploi local
<i>INDN</i>	Indicateur sur l'emploi agricole	ARVALIS	Création de richesses et emploi local
<i>MBEA</i>	Marge brute des exploitations agricoles	CA	Création de richesses et emploi local
<i>NBS</i>	Nombre de salariés agricoles	CA	Création de richesses et emploi local
<i>NBEA</i>	Nombre d'exploitations agricoles	Stockage PETR	Création de richesses et emploi local
<i>NBRET</i>	Nombre de retenues	Stockage	Préservation de la biodiversité
<i>QHIVER</i>	Effets sur les étiages hivernaux	Stockage	Préservation de la biodiversité
<i>QLEAU</i>	Qualité de l'eau	APNE	Préservation de la biodiversité
<i>ECARTH</i>	Ecart entre prélèvements réels et besoins théoriques des cultures	ARVALIS	Ajustement entre offre et demande en eau
<i>COUV</i>	Couverture des sols	Services Etat (région)	Entretien du capital naturel
<i>SOLV</i>	Sol vivant	APNE	Entretien du capital naturel
<i>EQUSAG</i>	Equité entre usages de l'eau	CA	Equité
<i>RDTEAU</i>	Rendement de l'ensemble des cultures par m ³ d'eau prélevé	CA	Efficiencia

VI.2. Comparaison des scénarios

VI.2.1. Patrons généraux

Les figures 10 et 11 présentent les résultats des évaluations des quatre scénarios : dans une version agrégée issue de l'interface KERBABEL (Fig. 10) et dans une version détaillant l'ensemble des jugements (Fig 11). Les résultats des évaluations pour chaque scénario sont détaillés dans le document à destination des acteurs (annexe 8). Je ne donne ici que les grandes lignes de ces résultats.

Globalement, le scénario de rotations culturales (ROTA) se présente comme celui qui obtient, de loin, le plus de jugements favorables, malgré de vives critiques et interrogations sur les plans de la sécurité alimentaire et de l'économie locale. Sur ce dernier critère, deux argumentaires

différents se font face : l'un évoque un préjudice pour l'économie des exploitations en s'appuyant sur des indicateurs comptables ; l'autre fait des rotations culturales un scénario favorable à l'économie et à l'emploi en mettant en avant l' « avenir » des exploitations et/ou le rôle économique des usages non-agricoles de l'eau (annexe 8).

Le scénario de pilotage de l'irrigation assisté (OAD) apparaît comme le plus consensuel, dans le sens où aucun acteur n'émet de jugement négatif, même minoritaire, à son encontre. Autrement dit, ce scénario est considéré comme positif dans le meilleur cas, et inutile dans le pire. Cependant, le consensus est fragile et relatif à l'hypothèse, fragile également, selon laquelle une meilleure efficacité de l'irrigation se traduirait mécaniquement par des économies d'eau.

Le scénario de réduction de la sole irriguée (ASSOL) fait l'objet de jugements contrastés entre acteurs et entre critères, reflétant une opposition agriculture / environnement.

Le scénario de concentration des capacités de stockage de l'eau (RET) met également en jeu des jugements contrastés, mais avec des critiques plus nombreuses et réparties sur l'ensemble des critères et des acteurs. En effet, avec ce scénario, des espaces de débat et d'incertitudes s'ouvrent pour un même critère et un même groupe d'acteurs (jugements de valeurs très contrastés au sein de chaque cellule, fig. 11). Une grande partie des jugements négatifs dans ce scénario concerne cependant l'augmentation des prélèvements, ce qui laisse présager une possible reconfiguration des jugements en cas d'encadrement des prélèvements.

VI.2.1. Lignes de clivage entre scénarios

L'analyse comparative des scénarios permet de mettre en évidence plusieurs lignes de clivage entre scénarios, selon les critères observés. L'opposition entre scénarios touchant à la demande (ROTA, OAD, ASSOL) et ceux touchant à l'offre (RET) se retrouve, mais les évaluations révèlent d'autres oppositions, notamment sur les modèles d'agriculture associés aux différents scénarios.

Le **clivage offre/demande** est particulièrement sensible au sujet des critères de préservation de la biodiversité, adaptation des activités préleveuses aux changements exogènes, sécurité des populations et lisibilité de l'action publique. Les deux scénarios ROTA et ASSOL, par la modification des assolements qu'ils génèrent, font l'objet de jugements favorables ou très favorables pour le critère de préservation de la biodiversité (particulièrement terrestre). Le scénario ROTA réduit de plus très fortement la demande en eau agricole et améliore nettement les débits d'étiage de l'Aveyron, ce qui « ajoute » l'aquatique au terrestre en termes d'intérêt

pour la biodiversité et en fait un scénario également très plébiscité par les acteurs qui se sont penchés sur les critères d'adaptation des activités aux changements, de lisibilité de l'action publique ou de sécurité des populations. Le scénario OAD, troisième scénario portant sur la demande, est également jugé très positivement sur ces critères, dans la mesure où, à l'instar du scénario ROTA, il fait coïncider réduction des prélèvements et amélioration des débits de l'Aveyron. Symétriquement, le scénario RET, critiqué pour l'augmentation des prélèvements et la dégradation de l'efficacité de l'eau qu'il génère, est jugé contraire à une adaptation des activités aux changements exogènes, notamment de disponibilité de la ressource en eau. Ce scénario présente également un patron d'évaluation différent des scénarios portant sur la demande pour le critère de préservation de la biodiversité : objet de nombreuses incertitudes, deux des trois groupes d'acteurs s'y étant intéressés ont été incapables de porter un jugement de valeur sur ses effets (évolution incertaine pour les APNE, et « ne sait pas » pour les organismes stockeurs, quand le dernier groupe – PETR – le juge sans changement significatif).

Un deuxième clivage entre scénarios apparaît, qui distingue les **scénarios diversifiant ou non l'assolement**. Ce clivage est révélé par les critères « création de richesses et emploi », « sécurité alimentaire », et « entretien du capital naturel ». La diminution des surfaces en maïs, dans les scénarios ASSOL et surtout ROTA, remplacé par des cultures moins productives et moins rentables, est jugée préjudiciable à la sécurité alimentaire et à l'économie agricole (au moins à court terme). Au contraire, les scénarios OAD et RET, qui maintiennent les productions actuelles, sont jugés à la fois plus rassurants en terme de sécurité alimentaire et plutôt favorables à l'économie du territoire. Sur ce dernier critère, les arguments sont sensiblement différents : dans le cas du scénario OAD, les acteurs jugent que la santé financière des exploitations se maintient tandis que les usages non-agricoles de l'eau bénéficient d'une augmentation des débits ; dans le cas du scénario RET, ce sont la sécurisation du chiffre d'affaire en grandes cultures et l'augmentation des marges qui sont sources d'approbation.

Le même type d'opposition entre scénarios avec/sans modification des assolements s'observe sur le critère d'entretien du capital naturel, mais inversé. Derrière la diversité des assolements, certains acteurs voient un modèle d'agriculture, plus ou moins agroécologique et intensive. Ainsi, la diversification des cultures (ROTA) et l'introduction de prairies (ASSOL), pratiques auxquelles les acteurs associent une diminution des intrants chimiques et une plus grande fertilité des sols, sont jugées plus agroécologiques, ce qui vaut des jugements positifs à ces scénarios sur le critère d'entretien du capital naturel. Au contraire, les scénarios OAD et RET,

qui n'introduisent pas d'« écologisation » des pratiques culturales, sont plus controversés voire rejetés sur ce critère. La critique la plus forte est dirigée contre le scénario RET et provient des APNE : la création d'infrastructures de stockage est vue comme un soutien de long terme à l'agriculture irriguée et intensive, peu respectueuse de l'environnement et des sols en particulier.

Enfin, un **gradient** apparaît sur le critère d'efficience, avec des jugements très différents entre scénarios, mais n'indiquant pas de ligne de clivage claire. Ce gradient différencie (i) des scénarios qui sont jugés comme valorisant mieux l'eau (par rapport à la situation de référence) et permettant de réduire le déficit hydrique sans trop altérer les marges des agriculteurs (ROTA et OAD), (ii) un scénario qui ne valorise pas beaucoup mieux l'eau et qui « fait payer cher » aux agriculteurs une réduction minimale du déficit hydrique (ASSOL), et (iii) un scénario qui valorise moins bien l'eau mais permet néanmoins de réduire un peu le déficit hydrique et de mieux utiliser les infrastructures de stockage (RET).

Finalement, l'analyse transversale des matrices d'évaluation permet de faire apparaître différentes lignes de débat : entre gestion de l'offre et gestion de la demande en eau, mais aussi entre modèles agricoles associés aux scénarios. L'analyse plus fine des points de blocage a permis, quant à elle, de structurer le débat au moment de la restitution collective. Les points de blocage identifiés ont servi de base aux participants pour construire de nouveaux scénarios, notamment un nouveau scénario de rotations culturales et de nouvelles modalités de contractualisation des usages de l'eau²⁰.

VI.3. Principaux enseignements : diversité des usages des indicateurs et des lignes de débat

Ce dernier chapitre de résultats me permet donc de montrer que selon les groupes d'acteurs, les indicateurs ne sont pas utilisés de la même manière. Un même indicateur peut être utilisé pour évaluer des critères différents (c'est d'ailleurs souvent le cas), ne sous-tend pas les mêmes argumentaires et ne donne pas nécessairement lieu aux mêmes jugements de valeurs. Aussi, certains indicateurs sont plus prompts à susciter le débat que d'autres, plus fédérateurs en termes de jugements de valeurs attribués par les différents groupes d'acteurs. Les indicateurs « producteurs de débat » et ceux « producteurs de consensus » peuvent être très proches, voire

²⁰ Les retours des participants sur les points de blocage identifiés et leurs propositions pour lever ces blocages sont décrits dans le document à l'attention des acteurs (« 5. Blocages et leviers pour les surmonter »), reporté en annexe 8.

même être issus des mêmes données. Ceci m'amène à souligner l'importance, pour la délibération collective, de mobiliser des indicateurs pseudo-redondants et de diversifier les modes de représentations choisis (par exemple le degré d'agrégation, Allain et al., 2018). Ces caractéristiques des indicateurs (pseudo-redondance et diversité des formes) pour les évaluations délibératives sont en partie contradictoires avec celles mises en avant dans les évaluations analytiques, visant plutôt à objectiver l'état d'un système (Bockstaller et al., 2009; Lebacqz, Baret, & Stilmant, 2013).

Le dispositif délibératif permet en outre aux acteurs d'être créatifs : ils peuvent s'éloigner des indicateurs proposés, en ajouter d'autres, et construire, sur la base des matrices d'évaluation, de nouveaux scénarios. Surtout, ce dispositif permet de mettre en évidence des lignes de clivage qui dépassent le débat éprouvé entre amélioration de l'offre en eau et réduction de la demande. Ces clivages peuvent être très visibles sur certains scénarios (ROTA, RET, ASSOL) ou au contraire être adoucis ou « dilués » sur d'autres scénarios (OAD). Les lignes de clivage et leur intensité n'apparaissent donc pas comme « absolues » mais relatives aux scénarios évalués et aux critères sur lesquels ils sont évalués.



Fig. 10 Résultats agrégés des évaluations multicritère multi-acteurs pour les 4 scénarios (Captures d'écran issues de l'interface web KERBABEL). Dans chaque cellule, la couleur correspond au jugement de valeur majoritaire (vert = amélioration satisfaisante ; jaune = changement peu significatif ; rouge = dégradation gênante ; bleu = évolution incertaine, difficile à interpréter ; gris = ne sait pas) attribué par le groupe et la longueur du rectangle dépend de l'importance relative de ce jugement de valeur.

En colonne, les groupes d'acteurs (de gauche à droite) : ARVALIS, Chambres d'Agriculture, Services de l'Etat –niveau département ; Services de l'Etat – niveau région ; APNE ; organisme de stockage de l'eau pour l'agriculture ; PETR Midi-Quercy.

En ligne, les critères (de haut en bas) : sécurité des populations ; sécurité alimentaire ; économie et emploi local ; préservation de la biodiversité ; identité du territoire ; adaptation aux changements exogènes ; capacités d'ajustement à court terme entre offre et demande en eau ; entretien du capital natirel ; équité ; efficacité ; lisibilité de l'action publique.

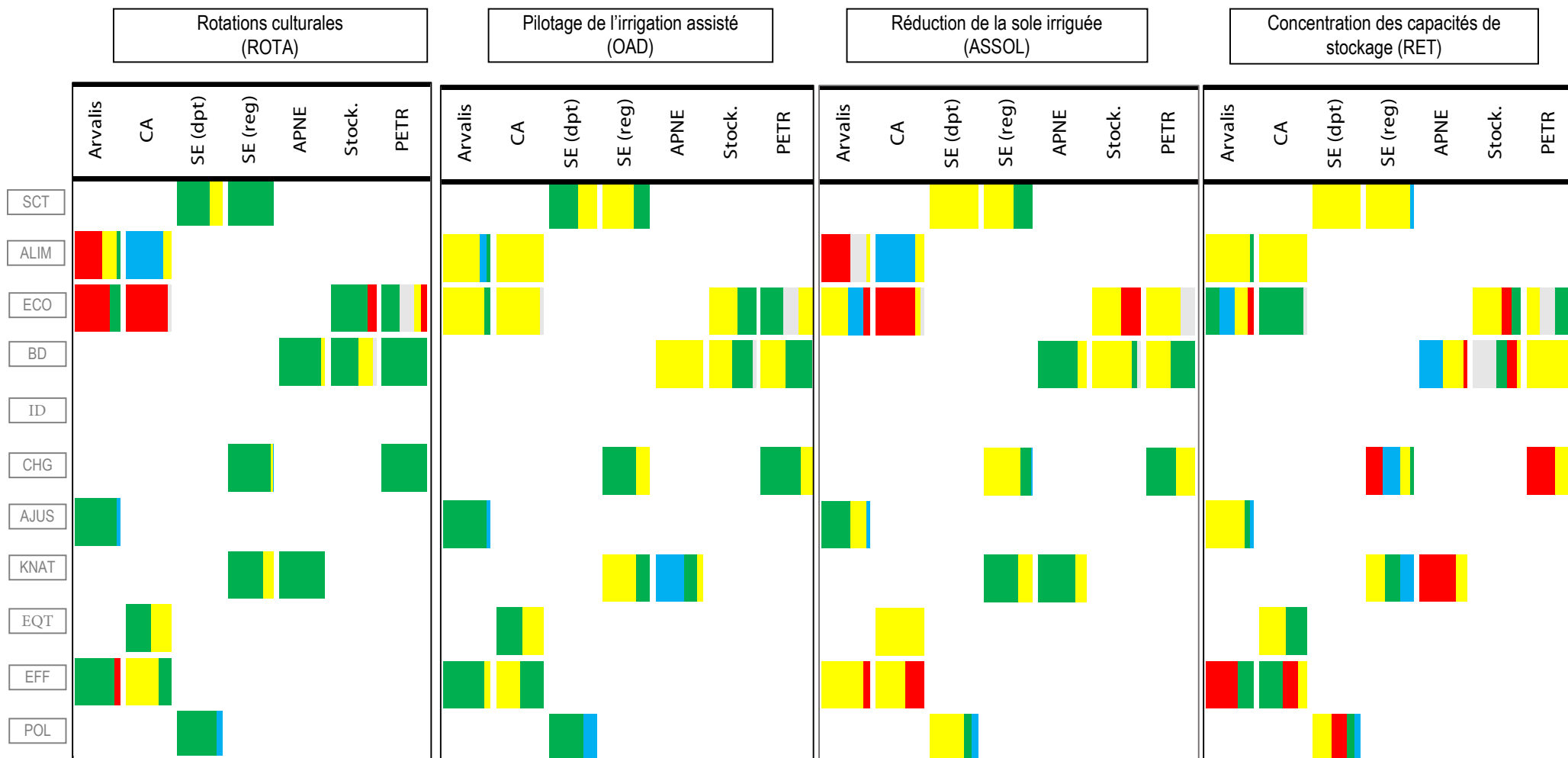


Fig. 11 Détail des jugements de valeur pour les 4 scénarios. Dans chaque cellule, les rectangles correspondent aux jugements de valeurs attribués : la couleur correspond à la valeur (vert = amélioration satisfaisante ; jaune = changement peu significatif ; rouge = dégradation gênante ; bleu = évolution incertaine, difficile à interpréter ; gris = ne sait pas) et la longueur à l'importance relative.

Pour le nom complet des groupes d'acteurs (en colonne) et des critères (en ligne), se référer à la légende de la Fig.

Chapitre 7 : Discussion

Ce chapitre de discussion me donne l'occasion de mettre en regard les résultats issus des différentes étapes de la thèse : les étapes pré-analytiques de formalisation des critères et des indicateurs (Chapitre 4), l'analyse intégrée des scénarios (Chapitre 5) et l'évaluation délibérative (Chapitre 6). Ces résultats peuvent être articulés selon différentes perspectives – agronomique, socio-économique et méthodologique – et avec différents niveaux de généralisation (connaissances plus situées ou plus génériques).

Dans un premier temps, j'adopterai une perspective agronomique : le territoire l'Aveyron aval aura valeur d'exemple pour d'autres territoires agricoles en situation de déséquilibre hydrique, et les scénarios évalués seront compris comme la déclinaison de leviers « classiques » pour résorber ces situations de déséquilibre. Cela me permettra donc de discuter la pertinence des approches « par l'offre » et « par la demande » et des différentes modalités pour infléchir la demande agricole en eau. Je montrerai notamment que l'efficacité des différents leviers visant à réduire l'occurrence de crises dépend du territoire, et que combiner sur un même territoire stockage et économies d'eau peut permettre de répondre à un enjeu d'acceptabilité sociale mais pas forcément au problème de récurrence des crises.

Dans un second temps, j'endosserai une perspective socio-économique et me focaliserai sur les argumentaires développés par les acteurs sur la gestion quantitative de l'eau. Dans cette partie de discussion, le territoire de l'Aveyron aval n'aura pas valeur d'archétype, et les enseignements pour ce territoire ne pourront pas nécessairement être généralisés. La discussion s'articulera donc autour des spécificités du débat sur la gestion de l'eau dans ce territoire au regard d'autres débats dans des territoires voisins. Je montrerai notamment que deux axes d'argumentation existent pour prôner une gestion des ressources en eau par l'offre ou au contraire par la demande : un axe hydrologique et un axe agricole. Ces deux axes d'argumentation coïncident bien sur le principe d'une gestion par l'offre ou par la demande, mais sont davantage disjoints lorsque l'on s'intéresse à des alternatives de gestion différenciées dans l'espace.

Enfin, cette thèse constitue une expérience méthodologique à la croisée de deux champs disciplinaires et deux approches de l'évaluation, appliquée à un problème d'environnement territorialisé. Je discuterai donc dans un premier temps des spécificités de la méthode -

l'utilisation d'un modèle et l'échelle territoriale - par rapport aux évaluations multicritères en général. Ensuite, je montrerai que l'intégration d'un volet analytique et d'un volet délibératif au sein d'une même démarche d'évaluation permet de créer des synergies entre ces deux volets. Pour finir, j'esquisserai des pistes d'amélioration et indiquerai en quoi le décentrement du modèle apparaît comme une condition *sine qua non* pour que l'analyse intégrée puisse enrichir la délibération collective au lieu de la contraindre.

VII.1. Connaissances d'ordre agronomique : pertinence de différents leviers pour répondre aux enjeux d'un territoire agricole en déséquilibre hydrique.

La démarche mise en œuvre permet d'analyser les effets de différents scénarios de gestion quantitative de l'eau et d'observer comment différents acteurs d'un territoire se positionnent à leur égard. Les scénarios correspondent d'abord à des demandes formulées par des acteurs locaux et spécifiées par des chercheurs pour *apprendre* sur la gestion quantitative de l'eau dans *leur* territoire. Cependant, ces scénarios ont également valeur d'archétype dans le cadre d'une gestion structurelle de l'eau (Erdlenbruch et al., 2013) : scénarios jouant sur la demande en eau ou sur l'offre (Gleick, 2000), scénarios proposant une modernisation de l'agriculture selon un paradigme d'efficience-substitution ou selon un paradigme d'écologisation (Duru et al., 2015) ; scénarios ciblant différentes zones et différentes cultures... A ce titre, la démarche peut contribuer à des débats à plus large échelle sur la gestion quantitative de l'eau dans des territoires en tension où coexistent des systèmes pluviaux et irrigués.

VII.1.2. Quels leviers pour le territoire Aveyron aval - Lère ?

Les scénarios évalués ne correspondent pas à des hypothèses réalistes mais à des archétypes, à savoir des leviers « classiques » pour réduire le déséquilibre hydrique, intéressants pour les acteurs du territoire, et activés de manière extrême. Deux scénarios se présentent comme particulièrement pertinents pour le territoire de l'Aveyron aval : le scénario de rotations culturales (ROTA) et le scénario de pilotage assisté de l'irrigation (OAD). Le premier (ROTA) apparaît comme le plus efficace sur les débits d'étiage (analyse intégrée) et le plus multi-performant (évaluation multi-acteurs) quand le second (OAD) se présente comme celui qui implique le moins de compromis entre indicateurs et le plus consensuel entre acteurs. Dans la suite, je compare ces deux scénarios en tant que « leviers » ou « stratégies » pour réduire le déséquilibre hydrique dans le territoire.

Les résultats des simulations réalisées avec le modèle MAELIA indiquent que, dans le territoire d'étude, d'importantes économies d'eau (entre 30 et 40%) sont réalisables en introduisant de façon massive des rotations culturales ou en pilotant l'irrigation au plus près des besoins théoriques des plantes. Ces leviers pourraient donc être utiles à actionner dans le cadre de la mise en place de la réforme des volumes prélevables. Cependant, d'après les simulations, aucun de ces leviers, aussi drastiques soient-ils dans leur mise en application, ne permet de limiter très significativement l'occurrence de crises (le nombre de jours sous le DOE), laissant ainsi le bassin de l'Aveyron dans une situation de « déséquilibre structurel ».

L'introduction de rotations culturales se présente comme la stratégie la plus à même de contenir l'ampleur des crises (à défaut de réduire significativement leur fréquence) : le volume déficitaire par rapport au DOE diminue de façon importante, le soutien d'étiage est moins sollicité, et les étiages les plus sévères s'adoucissent. Le pendant du remplacement total des monocultures de maïs, y compris maïs semences, par des rotations incluant des cultures moins productives et moins rentables, est d'impacter la production et l'économie locale, fortement articulée autour du maïs.

Jouer sur le pilotage de l'irrigation sans modifier les assolements est la deuxième stratégie la plus efficace pour réduire les prélèvements, avec des bénéfices un peu moindres pour les débits d'étiage de l'Aveyron et la gestion opérationnelle (soutien d'étiage, nécessité de restrictions). Cette stratégie présente le gros avantage de n'avoir presque aucun impact sur le système productif. En conséquence, cette stratégie est plus consensuelle et acceptable, notamment sur les critères de sécurité alimentaire et de création de richesses et emploi local, que la mise en œuvre de rotations culturales, qui fait sur ces points, l'objet de vives critiques. Améliorer le pilotage de l'irrigation apparaît donc à la fois comme une stratégie « sans-regret » au vu des simulations, consensuelle au vu des évaluations multi-acteurs et assez facile à mettre en place au vu des commentaires de ces mêmes acteurs.

Cependant, comme la diversification des cultures est associée par les acteurs à des pratiques culturales plus « agroécologiques », les rotations culturales sont jugées plus performantes que le pilotage assisté de l'irrigation en termes de préservation de la biodiversité et d'entretien du capital naturel, au vu des jugements portés par les acteurs. Ce levier peut se traduire dans la pratique par des **variations multiples, avec des rotations plus ou moins longues et diversifiées et avec différentes cultures**. Dans le cadre de la thèse, nous avons opté pour une rotation facilement simulable et déjà mise en œuvre dans le territoire d'étude ; une réflexion

sur le contenu des rotations culturales pourrait donc potentiellement permettre de réduire les compromis entre critères. Dans l'idée de maintenir les bénéfices pour la biodiversité et le capital naturel et de surmonter les critiques relatives à la sécurité alimentaire et l'économie, les acteurs présents à la réunion de restitution des résultats des évaluations des scénarios, ont ainsi proposé un scénario de rotations culturales dans lequel les parcelles en maïs semences seraient conservées, maintenant ainsi des productions à haute valeur ajoutée, mais les parcelles en maïs-grain seraient remplacées par des rotations incluant de la luzerne (colza-blé-tournesol-luzerne), culture jugée à la fois peu consommatrice d'eau, efficiente (en terme de conversion de l'azote notamment), et économiquement rentable. Selon les promoteurs de ce scénario, ces modifications culturales devraient s'accompagner du développement de filières de valorisation correspondantes et d'un travail de fond sur l'éducation nutritionnelle, où la quantité ne serait plus l'unique référentiel (à compléter, selon les participants, par le taux de protéines). On pourra remarquer que ce type de scénario n'est actuellement pas implémentable dans le modèle MAELIA, qui n'est capable de simuler ni la croissance de la luzerne, ni le taux de protéines des productions.

Les deux autres scénarios - mutualisation des capacités de stockage et réduction de la sole irriguée - apparaissent globalement moins probants pour le territoire d'étude, au vu notamment de leurs effets marginaux sur le respect du DOE et des jugements mitigés de la part des acteurs. Cependant, leur étude apporte de nouvelles clés de compréhension sur la gestion quantitative de l'eau en général. Ces résultats plus génériques sont présentés dans la partie suivante.

VII.1.2. Quels leviers pour les situations de déséquilibre hydrique en général ?

VII.1.2.1. Importance du degré de « couplage » entre prélèvements et débits d'étiage

Pour discriminer ce qui est générique de ce qui ne l'est pas dans les résultats, je propose de revenir aux caractéristiques du territoire d'étude :

- Il s'agit d'un territoire où l'agriculture fait un usage important de l'eau ;
- La consommation d'eau est principalement le fait des cultures de maïs (grain et semences), localisées en grande partie autour de la rivière principale ;
- Il n'y a pas de nappes profondes (seulement des nappes d'accompagnement) et l'hydrologie dépend fortement des processus amont (dont le soutien d'étiage de l'Aveyron et les transferts d'eau vers le bassin du Tarn) ;

- La demande en eau des agriculteurs est en moyenne relativement bien satisfaite²¹ et les volumes prélevés encore peu encadrés (en dehors de restrictions en cas de crise) ;

A l'évidence, actionner un levier agricole pour résorber un déséquilibre hydrique dans un territoire n'a de sens que si la demande agricole est effectivement importante. Dans les bassins en déséquilibre structurels d'Adour-Garonne, c'est bien le cas, avec généralement des cultures de maïs qui sont les plus consommatrices d'eau l'été, intensifiant de ce fait des étiages déjà naturellement sévères. Notre apport est de mettre en évidence que la capacité du levier agricole à réduire les crises dépend également beaucoup du contexte hydrologique, en particulier du degré de « couplage » entre les prélèvements agricoles et l'hydrologie estivale.

Par « couplage », j'entends ici l'intensité du lien entre prélèvements d'eau et débits d'étiage aux points nodaux. Ce lien peut être très direct, si les prélèvements s'effectuent dans la rivière principale et ne sont pas compensés par des apports extérieurs, ou au contraire beaucoup plus distendu, si les flux d'eau à partir/vers cette rivière sont modifiés ou décalés dans le temps par stockage, pompage, ou lâchers de soutien d'étiage. Ainsi, dans notre territoire d'étude, selon les scénarios de réduction de la demande, la baisse des prélèvements engagée se répercute plus ou moins directement sur les débits d'étiage et le nombre de crises. Proportionnellement à la baisse des prélèvements réalisée, le scénario de rotations culturales (ROTA), qui cible essentiellement des cultures arrosées par prélèvements directs dans l'Aveyron, a une efficacité beaucoup plus grande sur l'hydrologie de l'Aveyron (que ce soit le nombre de jours sous le DOE, les débits estivaux moyens, le VCN10 etc.) que le scénario de réduction de la sole irriguée (ASSOL), qui introduit un arrêt de l'irrigation au-dessus des points de réalimentation de l'Aveyron et de la Lère, de surcroît dans des zones où l'irrigation se fait massivement à partir de retenues.

D'une façon générale, le degré de couplage entre prélèvements d'irrigation et débits aux points nodaux dépend de la géographie du territoire (où sont localisées les cultures qui consomment le plus d'eau), des aménagements (dans quelles ressources prélèvent les agriculteurs) et de la nature du bassin versant (présence ou non de nappes profondes). Notre cas d'étude, et notamment la comparaison des scénarios ROTA et ASSOL, indique que plus ce couplage est distendu et plus les efforts demandés aux agriculteurs, dans la cadre d'une gestion « par la demande », devront être importants pour réduire l'occurrence de crises.

²¹ Toutes choses égales par ailleurs, en considérant l'assolement et les surfaces irriguées actuelles. Par « demande satisfaite » je n'intègre pas les possibles cas d'agriculteurs qui souhaiteraient changer leurs systèmes de culture, et de ce fait irriguer davantage.

VII.1.2.2. Implications stratégiques

Des perspectives stratégiques découlent des considérations précédentes. Soit l'on se situe dans une optique de gestion par la demande, et dans ce cas, il sera plus efficace, du point de vue du déséquilibre hydrique, de demander des efforts à des maïsiculteurs installés dans la plaine alluviale de grandes rivières (sur lesquels on mesure les débits) et en aval des points de réalimentation, plutôt qu'à des exploitations mixtes situées sur des coteaux en amont de ces grands axes réalimentés et prélevant dans des retenues. Soit l'on se situe dans une optique de gestion par l'offre, et dans ce cas il sera plus stratégique de mener une politique de « découplage » des prélèvements – par exemple en remplaçant des retenues connectées par des retenues de substitution, alimentées par pompage hivernal – plutôt qu'une politique de stockage supplémentaire. Le scénario de concentration des capacités de stockage d'eau (RET) laisse entrevoir que ce type de stratégie pourrait permettre de réduire l'occurrence de crises sans demander d'efforts de réduction des prélèvements aux agriculteurs (voire même en accroissant la disponibilité de la ressource en eau pour l'agriculture). Cependant, cette hypothèse mériterait d'être testée, par exemple en simulant un scénario dans lequel on donnerait prioritairement accès à des réserves de substitution aux agriculteurs prélevant initialement dans les rivières réalimentées (le soutien d'étiage visant alors principalement à compenser les prélèvements sur les zones en amont des points de réalimentation).

Notre cas d'étude révèle cependant les stratégies de « découplage » entre irrigation et hydrologie estivale des grands cours d'eau (illustré par le scénario RET) suscite des inquiétudes - quels effets sur les dynamiques hivernales ? quels impacts sur la recharge des nappes ? - qui militent pour davantage de collaboration avec l'hydrologie et l'écohydrologie. Plus encore, l'augmentation des prélèvements qui découle de ce type de stratégie, même si elle ne se traduit pas nécessairement par un étiage plus sévère, est un problème rédhitoire pour certains acteurs qui considèrent que l'agriculture *doit* faire des efforts, et, dans la mesure où elle induit une baisse de l'efficacité de l'eau, devient inacceptable pour l'ensemble des acteurs (cette baisse de l'efficacité étant apparentée à du « gaspillage »). Un encadrement des prélèvements ou des éléments de conditionnalité dans l'accès aux ressources sont vus comme un complément nécessaire - proposé par les participants aux ateliers et à la restitution -, pour des questions d'acceptabilité sociale, à ce type de stratégie de « découplage ».

Dans le contexte actuel d'élaboration de projets de territoires, cette thèse montre que la mise en œuvre conjointe, sur un même bassin versant, d'une politique de construction de retenues

de substitution et d'une politique incitant aux économies d'eau, n'est pas forcément pertinente pour davantage respecter les DOE, mais permet de rendre acceptable la construction de ces retenues. Cette thèse indique qu'une gestion différenciée dans l'espace serait potentiellement plus probante pour résoudre des situations de déséquilibre hydrique : mise en commun et utilisation prioritaire (avant de prélever dans les rivières) des retenues déconnectées ou des réserves de substitution pour les parcelles en amont des zones réalimentées, et, économies d'eau pour les parcelles irriguées par prélèvements directs en rivières, plus particulièrement sur les axes réalimentés.

Plus largement, cette thèse suggère que lorsqu'une situation de déséquilibre hydrique est instituée à partir du respect des DOE aux points nodaux, cela implique que ce déséquilibre ne se résolve pas systématiquement par les logiques « simples » d'augmentation du stockage et de réduction de l'irrigation. En l'absence d'une réflexion sur la localisation des parcelles où l'on réduit l'irrigation, la quantité d'eau apportée sur ces parcelles, le moment auquel elles sont irriguées, le type de ressources en eau mobilisées par les irrigants, leur ordre d'utilisation, et enfin la façon dont les différentes ressources – y compris les retenues non-utilisées – modifient les flux d'eau vers les points nodaux, il n'est pas évident qu'une politique de diminution de l'irrigation et/ou d'accroissement du stockage permette de surmonter une situation de déséquilibre hydrique structurel.

VII.1.3. Quelle contribution au débat entre les différentes formes d'agroécologisation de l'agriculture ?

Pour résorber un déséquilibre hydrique, une des voies est de réduire, de façon ciblée, la demande en eau. Les scénarios testés dans le cadre de cette thèse font état de différentes stratégies pour réduire la demande, qui font explicitement écho au débat entre agroécologisation « faible » et agroécologisation « forte » de l'agriculture (Duru et al., 2015) : doit-on plutôt améliorer l'efficacité de l'irrigation (outils d'aide à la décision, matériels de précision, etc.) ou modifier les systèmes de culture en profondeur (diversification des systèmes agricoles, pratiques favorisant l'infiltration de l'eau et sa rétention dans les sols) ? Bien qu'agroécologisation forte et agroécologisation faible ne soient pas que des stratégies pour réduire la demande en eau, mais engagent également des modes de relation Homme-Nature très différents (Gael Plumecocq et al., 2018), j'insisterai ici sur l'aspect stratégique, qui est celui auquel peut contribuer cette thèse. Deux points me permettent de différencier la stratégie d'agroécologisation faible de la stratégie d'agroécologisation forte, à l'aune de l'analyse intégrée

et de l'évaluation du scénario OAD (pilotage de l'irrigation assisté) et du scénario ROTA (rotations culturales) qui exemplifient ces stratégies.

Le premier point porte sur les **marges de progrès accessibles**, en matière d'économies d'eau. L'utilisation d'outils d'aide à la décision, si généralisée à l'ensemble d'un territoire, peut permettre de réduire de façon conséquente les prélèvements d'eau, dans le cas d'un territoire où la demande en eau des irrigants est en moyenne presque satisfaite et où certains tours d'eau ont plus vocation à sécuriser des rendements en prévision d'éventuelles restrictions qu'à lever un stress hydrique. Comme précisé dans le chapitre V, certaines études montrent que même dans ces conditions, les économies d'eau pourraient être considérablement réduites (voire même anéanties) en cas d'effet rebond (Dumont et al., 2013; Ward & Pulido-Velazquez, 2008). Les économies d'eau atteignables via une agroécologisation faible de l'agriculture sont donc relativement aléatoires et contingentes de la situation de départ. Cette stratégie serait de fait plutôt adaptée à des contextes où les agriculteurs cherchent à réduire leur charge de travail et à stabiliser leur activité. Cependant, l'on peut faire l'hypothèse que ces agriculteurs ne soient pas les plus enclins à investir, économiquement et cognitivement, dans de nouvelles technologies (qu'il s'agisse d'outils d'aide à la décision ou de matériel d'irrigation de précision).

L'introduction de rotations culturales se présente, quant à elle, comme une stratégie d'économies d'eau avec de potentielles marges de progression. En effet ces pratiques de rotation peuvent être couplées à des pratiques de conservation des sols (rotations culturales + couverts intermédiaires + non-labour), ce qui pourrait permettre d'accroître encore les économies d'eau, une meilleure rétention d'eau dans les sols se cumulant aux moindres besoins en eau des cultures (Hobbs, Sayre, & Gupta, 2008; Thierfelder & Wall, 2010). Ces effets supposés sont actuellement à l'étude dans le cas du Bassin Adour-Garonne (projet BAG'AGES). L'efficacité d'une stratégie d'agroécologisation forte, s'appuyant notamment sur la mise en œuvre de rotations culturales pour réduire les prélèvements, apparaît donc moins dépendante des configurations du territoire d'étude et moins sujette à un effet de plateau que la stratégie d'agroécologisation faible. Cependant, les marges de progrès théoriques en termes d'économies d'eau ne peuvent se concrétiser qu'au prix d'une transition vers de nouvelles pratiques, notamment de conservation des sols, complexes à acquérir. D'abord, l'introduction de rotations culturales n'a à ce jour pas été observée comme une pratique déclenchant l'apprentissage des pratiques de conservation des sols ; ensuite les structures de conseil classique sont relativement peu adaptées à l'apprentissage de ces pratiques (Cristofari, 2018).

Ainsi, la stratégie d'agroécologisation forte a des avantages potentiellement importants pour la gestion quantitative de l'eau, du fait de synergies entre différentes pratiques ; cependant, la réalisation de ces synergies suppose aussi de s'intéresser aux modalités de mise en œuvre des transitions, question que cette thèse n'investit pas.

L'autre point de contribution au débat agroécologisation forte / faible réside dans les « autres effets », autrement dit, **ce qui dépasse la question des économies d'eau, et les conséquences sociales de ces effets**. Avec le scénario OAD, illustrant un paradigme d'agroécologisation faible, les effets sont essentiellement cantonnés aux économies d'eau (totales et relatives au volume de production ou à la marge brute agricole). Cela constitue à la fois la force et la faiblesse de ce scénario : sa force, car c'est ce qui va générer du consensus, et sa faiblesse car c'est ce qui va limiter, au moins aux yeux de certaines parties prenantes, ses intérêts. Avec le scénario ROTA (rotations culturales) ou le scénario ASSOL (réduction de la sole irriguée et introduction de prairies), symboles d'une agroécologisation forte de l'agriculture, de nombreux effets, tout du moins potentiels, se situent en dehors de la question des quantités d'eau : effets positifs sur la fertilité des sols, sur la biodiversité terrestre, sur la qualité de l'eau, mais aussi négatifs sur les quantités produites et les marges agricoles. Comme ces scénarios font l'objet d'effets contrastés entre indicateurs (notamment le scénario ROTA), ils font aussi l'objet d'évaluations divergentes entre critères, et, comme les acteurs n'ont pas les mêmes priorités, génèrent des dissensions sociales. Ainsi, sur la base des critères évalués par les différents groupes²², le scénario de rotations culturales se présente comme le plus clivant, séparant les acteurs de la profession agricole des autres (Allain et al., 2018, annexe 5 : voir Fig. 8). Le fait qu'au moins une partie de la profession agricole évalue ces stratégies négativement peut constituer un frein, car cela peut disqualifier les agriculteurs s'engageant dans ces stratégies aux yeux de leurs collègues (Dessein & Nevens, 2007).

Dans cette thèse, se dessine donc une forme de compromis entre une stratégie d'agroécologisation faible, ayant des effets relatifs au contexte, limités dans leur étendue (focalisés sur l'aspect quantitatif) et dans leurs marges de progression, mais également socialement acceptable, et une stratégie d'agroécologisation forte, avec des effets potentiels plus divers et plus amples, mais qui se heurte plus facilement à des problèmes d'acceptabilité sociale. Cette thèse confirme que par rapport aux évaluations conventionnelles, l'évaluation multicritère permet de mieux valoriser les pratiques agroécologiques fortes. Cette approche

²² Rappelons que les critères ont été évalués par ordre d'importance aux yeux de chaque groupe.

permet en effet de représenter une palette plus large de bénéfices, notamment environnementaux (Flores & Sarandón, 2004). Cependant, cette thèse montre aussi que lorsque l'aspect multi-acteur est ajouté à l'aspect *multicritère*, les stratégies d'agroécologisation forte peuvent être confrontées à des problèmes d'acceptabilité sociale, potentiellement bloquants, qui ne peuvent être réduits par le seul élargissement du spectre des critères d'évaluation pris en considération. Une perspective serait donc de concevoir de nouveaux scénarios d'agroécologisation forte, capables de réduire les compromis entre critères, y compris à court terme, pour lever les réticences de certains acteurs ; une autre pourrait être de s'appuyer sur des stratégies jouant sur l'efficacité de l'eau (agroécologisation faible), plus consensuelles, pour limiter les prélèvements d'eau et parallèlement d'introduire, sur les espaces non-agricoles, des changements d'occupation des sols (restauration d'éléments semi-naturels, suppression de retenues non-utilisées etc.) capables d'approfondir les bénéfices environnementaux de ces stratégies.

VII.2. Connaissances d'ordre socioéconomique : les axes du débat et leurs évolutions.

Dans cette thèse, une phase d'évaluation délibérative succède à l'analyse intégrée des scénarios. Ces deux phases ont été précédées par une phase pré-analytique visant à organiser les discours des parties prenantes (critères d'évaluation) et des experts (profils d'indicateurs) sur la gestion quantitative de l'eau. Entre ces différentes phases, le problème se reconfigure et les axes de débat entre acteurs évoluent. Ainsi, par exemple, le scénario de concentration des capacités de stockage, initialement proposé par la Fédération de pêche comme un scénario de désanthropisation de l'hydrologie, est devenu, à l'issue de l'analyse intégrée, le scénario de la sécurisation de l'économie agricole, avant d'apparaître, au travers des évaluations multi-acteurs, comme le scénario du débat et des incertitudes. Je propose dans cette partie de revenir sur les axes de débat les plus structurants. Ces éléments de connaissances sont avant tout situés, c'est-à-dire relatifs à la situation particulière du territoire d'étude, mais peuvent faire écho à des discussions plus larges ou tenues sur d'autres territoires.

VII.2.1. Les trois principales lignes de débat dans le cas d'étude

VII.2.1.1 Entretien ou corriger la variabilité des hydrosystèmes ?

Les discours tenus par les parties prenantes rencontrées au cours de la campagne d'entretiens sur jeu de cartes ont révélé un clivage structurant entre acteur prônant l'entretien de la variabilité des hydrosystèmes et ceux pour qui la gestion de l'eau se doit, au contraire, de

« lisser » ces variations pour que la ressource disponible coïncide mieux avec les usages qui en sont faits. Ce clivage se ressent dans les discours sur le stockage, le changement climatique et la répartition géographique de l'eau (IV.1.1.).

Cependant, dans la suite de la démarche d'évaluation, ce clivage est devenu beaucoup plus sourd. Au niveau des indicateurs proposés par les experts, aucun indicateur ne permet d'aborder la question des régimes hydrologiques et de la fonctionnalité des cours d'eau, et les termes de « naturalité des régimes hydrologiques » et « altération de l'hydromorphologie » sont restés au stade de proto-indicateur (car ne pouvant être spécifié) dans la base de profils d'indicateurs constituée. Les experts ont essentiellement proposé des indicateurs caractérisant l'étiage ; et seuls ceux-ci ont pu être simulés. Le débat entre entretien et correction de la variabilité des ressources en eau est cependant ressorti, discrètement, lors des évaluations des scénarios par les acteurs. D'abord, ce débat est reparu dans l'usage de l'indicateur relatif au volume d'eau déstocké pour le soutien d'étiage (SE) : la diminution de ce volume équivaut pour la majorité des acteurs à une augmentation des réserves – utiles pour sécuriser la ressource face à divers types d'aléas – mais est vue par les APNE comme marquant une désanthropisation des dynamiques hydrologiques. Ensuite, le débat *correction / entretien de la variabilité des hydrosystèmes* transparait au niveau des indicateurs ajoutés par les participants (Tab. 9) : alors qu'ARVALIS crée un indicateur « écart entre prélèvements réels et besoins théoriques des plantes » (logique d'adéquation de la ressource aux besoins), le groupe des organismes de stockage s'intéresse aux étiages hivernaux et au nombre de retenues (logique d'entretien des régimes hydrologiques et du fonctionnement naturel des cours d'eau).

Le débat *entretien/correction de la variabilité des hydrosystèmes* a été progressivement remplacé par un autre débat, sur les modèles d'agriculture à privilégier. Au-delà du problème posé par le manque d'indicateurs, l'absence de participation de la Fédération de pêche aux ateliers d'évaluation - acteur qui portait la question des régimes hydrologiques lors des premiers entretiens – a sans doute contribué à l'effacement progressif de cet axe de débat.

VII.2.1.2 Agriculture irriguée ou agriculture agroécologique ?

Un autre axe de débat concerne les modèles agricoles. Ce débat fait s'opposer, de façon schématique, un modèle d'agriculture diversifiée, respectueuse des sols et peu consommatrice d'intrants et d'eau en particulier (« agroécologique », ainsi que la définit les APNE) et un modèle d'agriculture « compétitive », insérée dans des filières globalisées et soutenue par l'irrigation.

L'expression la plus visible de ce débat ressort dans les évaluations des scénarios de réduction de la sole irriguée (ASSOL), de rotations culturales (ROTA) et de concentration des capacités de stockage d'eau (RET). Autour du scénario ASSOL se jouent deux visions des prairies naturelles (voir document de restitution à l'attention des acteurs, annexe 8) : support de biodiversité terrestre, favorisant l'infiltration de l'eau, nécessitant peu (ou pas) d'intrants, ou, à l'inverse, à contre-courant du contexte économique, car difficile à valoriser compte tenu du déclin de l'élevage. Autour du scénario ROTA, ce sont les semences de maïs qui divisent les acteurs : pour les uns, elles sont productrices de valeur ajoutée pour les exploitations qui les cultivent et d'emploi pour l'ensemble du territoire ; pour les autres, elles ne servent pas les marchés locaux, sont polluantes, et, compte-tenu de leurs grands besoins d'eau, sont non-compatibles avec un contexte de changement climatique. Enfin, autour du scénario RET, l'opposition entre agriculture irriguée et agroécologie se fait jour autour de la question des transitions agricoles. Pour certains acteurs, notamment les APNE, la création de réserves engage à long terme le territoire dans la maïsiculture irriguée et à l'inverse réduit les incitations que les agriculteurs pourraient avoir à désintensifier leurs pratiques (agriculture intensive et irrigation étant associées dans ces discours). Pour d'autres acteurs, notamment la profession agricole, d'une part l'irrigation est vecteur de dynamisme économique – elle permet notamment le maintien ou l'installation de petites exploitations à haute valeur ajoutée – et d'autre part, il n'y a pas d'incompatibilité entre irrigation et agroécologie.

Le déplacement du débat de l'hydrologique vers l'agricole, que l'on pourrait interpréter comme la conséquence du cadre d'analyse proposé (avec notamment beaucoup d'indicateurs agricoles), apparaît pleinement assumé par les acteurs en présence. En effet, lors des ateliers d'évaluation, les différents acteurs ont exprimé, au travers des indicateurs qu'ils ont ajoutés, une demande pour plus d'indicateurs agricoles, relatifs à l'emploi, aux pratiques, à la qualité et à la diversité des productions. Une autre déclinaison de ce débat sur l'agricole concerne les justifications avancées pour soutenir une meilleure efficacité de l'irrigation.

VII.2.1.3 Mieux valoriser l'eau ou moins en consommer ?

Le débat sur les finalités d'une irrigation plus efficace est à la fois constant (il traverse l'ensemble des étapes de la démarche) et relativement silencieux (il ne fait pas l'objet d'oppositions ouvertes). Par ailleurs, on peut le considérer comme un débat corolaire à celui sur les modèles d'agriculture, présenté dans la sous-partie précédente : « mieux valoriser l'eau »

se rapporte à un modèle d'agriculture irriguée et « moins consommer d'eau » renvoie plutôt à un modèle d'agriculture agroécologique.

Lors des entretiens sur jeu de cartes, la question de l'efficacité de l'eau était déjà présente. Majoritairement mise en avant en tant que performance agronomique visant à mieux valoriser la ressource, d'autres argumentaires se détachaient de cette vision : une irrigation plus efficace pouvait signifier également une moindre charge de travail pour les agriculteurs ayant de grandes exploitations à maintenir ou une contribution à la préservation des milieux. De même, dans les indicateurs proposés par les experts, une vision d'agronome, avec des indicateurs rapportant une quantité agricole à une quantité d'eau prélevée (ou à une charge d'irrigation) s'opposait à une vision d'hydrologue, mobilisant des indicateurs exprimant la quantité d'eau incorporée dans chaque tonne ou euros produite par l'agriculture. Quand les indicateurs proposés par les agronomes renvoyaient à un problème de valorisation de l'eau, ceux proposés par les hydrologues renvoyaient à un problème de surconsommation d'eau.

Lors des évaluations par les acteurs, ce débat est également resté relativement silencieux, malgré un scénario activant le levier d'efficacité de l'eau (scénario OAD). Le scénario OAD est en effet apparu comme le plus consensuel des quatre scénarios évalués. Ceci peut notamment s'expliquer par le fait que ce scénario améliore la valorisation de l'eau et réduit les prélèvements, ce qui permet de réconcilier les deux visions de l'efficacité de l'eau qui s'opposaient dans les discours des parties prenantes et des experts. Cependant, l'usage des indicateurs indique que le débat persiste. Les indicateurs de prélèvements sont apparus spécifiques à certains groupes d'acteurs (en premier lieu les services de l'Etat et les APNE) et à certains critères (préservation de la biodiversité, adaptation des activités au changement, sécurité des populations et lisibilité de l'action publique). A l'inverse, les indicateurs d'efficacité, rapportant l'« agricole » à l'« hydrologique », ont été préférentiellement mobilisés par d'autres acteurs (ARVALIS, CA, PETR) et pour parler d'autres critères (création de richesses et emploi local, efficacité). Compte tenu de ces différences d'usage, on peut supposer que dans le cas d'effet rebond, le consensus apparent sur le scénario OAD s'effriterait.

VII.2.2. Une nouvelle perspective sur l'opposition entre gestion de l'offre et gestion de la demande

L'opposition entre un paradigme de l'offre et un paradigme de la demande dans la gestion des ressources en eau (Gleick, 2000) résonne à l'échelle locale, et particulièrement dans le Sud-Ouest de la France, une région où les apports en eau (pluviométrie et apports exogènes) sont

relativement faibles et l'agriculture irriguée développée. Dans le cas d'étude, cette opposition ressort dans l'évaluation des scénarios (VI.2.1) : sur de nombreux critères, les scénarios qui réduisent les prélèvements d'eau (OAD, ROTA, ASSOL) se distinguent de celui qui les accroît (RET). Ce clivage est souligné par d'autres auteurs. Marcant (2005) indique que dans le débat public sur le barrage de Charlas (barrage visant à soutenir les étiages de la Garonne), cette opposition a été particulièrement vive, rendant la concertation difficile : les défenseurs du projet mettaient en avant le bien-fondé du barrage pour sécuriser les ressources en eau et éviter des conflits d'usage quand les opposants au projet plaçaient l'essentiel de leur critique sur le modèle agricole – intensif – soutenu par ce projet. De même, dans le cadre des mesures d'adaptation au changement climatique sur l'axe Garonne, Simonet et Salles (2014) ont montré que l'argument du changement climatique servait des propositions contradictoires : stocker l'eau l'hiver pour la redistribuer l'été (gestion de l'offre) ou engager une transition vers une agriculture moins irriguée (gestion de la demande).

Au vu de ces différents exemples, il apparaît que les partisans d'une gestion de l'offre s'appuient préférentiellement sur une logique hydrologique (de correction de la variabilité de la ressource en eau) et que les partisans d'une gestion de la demande s'appuient plutôt sur une logique agricole (critique de l'agriculture intensive). La particularité de notre cas d'étude est de mettre en évidence que les deux logiques – agricole et hydrologique – sont à l'œuvre pour défendre une gestion de l'offre ou une gestion de la demande. Pour argumenter en faveur du stockage, un argumentaire est celui de la correction des « inégalités de la Nature » (selon le vocable qui avait présidé à la construction du canal de la Neste, (Sara Fernandez, 2014) et un autre est celui du maintien d'exploitations et de filières à haute valeur ajoutée dans les territoires ruraux. Ces argumentaires sont endossés par les acteurs de la profession agricole (chambres d'agriculture, filières) et du développement local (Conseil départemental, PETR). Pour contester les infrastructures de stockage et défendre un usage plus réduit de l'eau, des argumentaires hydrologique et agricole existent également : le premier (hydrologique), porté notamment par la Fédération de pêche, s'organise autour de l'entretien de la variabilité spatiale et temporelle dans les hydrosystèmes, vu comme la pierre angulaire de la préservation de la biodiversité et de la qualité de l'eau, et le second (agricole), défendu par les APNE, met en avant la nécessité d'engager une transition agroécologique de l'agriculture.

Plus encore, plusieurs éléments laissent entrevoir que les deux logiques – agricole et hydrologique – ne sont pas toujours congruentes. Les reconfigurations du débat sur le scénario

de concentration des capacités de stockage en sont les plus illustratives. Ce scénario a été initialement proposé par la Fédération de Pêche selon une logique hydrologique : le remplacement de multiples retenues par une unique grande retenue visait à relâcher la pression anthropique pesant sur les petits cours d'eau (l'eau pouvant ruisseler vers les cours d'eau sans être interceptée par des retenues) et à avoir un stockage d'eau plus efficient (moins de pertes par évaporation, moins de stagnation...). Or, dans la logique agricole poursuivie par le groupe des APNE lors des ateliers d'évaluation, ce scénario est d'abord considéré comme un engagement de long terme en faveur de l'agriculture irriguée et plus généralement d'un modèle agricole intensif ; à ce titre, ce scénario est jugé inacceptable. Ainsi, par-dessus les coalitions de type « gestion de l'offre » et « gestion de la demande » –qui restent structurantes dans le territoire d'étude - d'autres coalitions semblent se dessiner dès lors que l'on se positionne dans une optique de gestion spatiale de l'eau (Narcy & Mermet, 2003). D'un côté les maîtres d'ouvrage et gestionnaires des cours d'eau peuvent s'allier sur des projets de gestion spatialement différenciée de l'eau, comme par exemple l'effacement de petites retenues remplacées par de gros réservoirs de substitution (ce type d'alliance est apparu lors de la restitution collective, CACG et techniciens de rivières unissant leurs voix pour défendre l'intérêt du scénario RET). De l'autre, acteurs du développement local et APNE peuvent s'entendre sur une ligne agricole, visant à promouvoir des pratiques plus agroécologiques et des filières territorialisées (ce type d'alliance peut être auguré à l'aune des bonnes relations qu'entretiennent FNE et le PETR Midi-Quercy sur le territoire).

Ainsi, les discussions sur la gestion quantitative de l'eau, dans notre cas d'étude, s'organisent autour de deux axes : l'hydrologie et l'agriculture. Dans le cours de la démarche, compte-tenu aussi de l'évolution des participants, la discussion « hydrologique » cède la place à la discussion « agricole ». Le débat agricole s'exprime de façon ouverte sur les modèles d'agriculture à promouvoir (irriguée ou agroécologique) et de façon plus discrète à propos des façons de concevoir une utilisation efficiente de l'eau (pour mieux la valoriser ou pour moins la consommer). Les deux axes d'argumentation (hydrologique et agricole) peuvent coïncider dans la défense d'une gestion de l'offre ou d'une gestion de la demande en eau : stocker plus peut servir à corriger la variabilité naturelle des hydrosystèmes, qui est source d'inégalités et de « gaspillage », ou à soutenir une agriculture irriguée génératrice de richesses et d'emploi ; contraindre les prélèvements peut permettre d'améliorer le fonctionnement des cours d'eau ou de stimuler une transition agroécologique de l'agriculture. En cela, notre cas d'étude se distingue d'autres débats, où la gestion de l'offre est soutenue par un argumentaire

hydrologique et la gestion de la demande est soutenue par un argumentaire agricole. Surtout, ce cas d'étude montre que dans le cadre d'une gestion spatiale de l'eau, avec par exemple des politiques agricole et d'aménagement du territoire qui seraient différenciées dans l'espace, le débat entre acteurs pourrait se reconfigurer autour d'une opposition entre ceux qui promeuvent une logique agricole et ceux qui défendent une logique hydrologique pour la gestion de l'eau.

VII.3. Connaissances d'ordre méthodologique : intérêt de la démarche pour l'évaluation de problèmes « doublement complexes »

La démarche méthodologique générale proposée dans le cadre de cette thèse constitue un cas d'application de méthode d'évaluation multicritère à l'échelle d'un territoire et mobilisant un modèle. Ces deux spécificités – utilisation d'un modèle et échelle territoriale – amènent de nouvelles questions : quelles contraintes posent l'utilisation d'un modèle ? Comment traiter l'hétérogénéité spatiale ? J'aborderai ces questions dans un premier temps. Dans un deuxième temps, je discuterai de la démarche mise en œuvre en tant que technologie « post-normale » : je présenterai les synergies créées par l'articulation de volets analytique et délibératif dans l'évaluation, les contraintes et contradictions inhérentes à ce type de démarche et dessinerai des perspectives pour une utilisation « post-normale » des modèles dans l'évaluation.

VII.3.1. Spécificité de la méthode au regard des évaluations multicritères : utilisation d'un modèle intégré et échelle territoriale

Les démarches d'évaluation multicritère procèdent selon deux phases de « compressions d'informations » (Giampietro, 2003). Les étapes visant à formaliser le problème correspondent à une première phase pré-analytique de compression ; et l'ensemble des procédures utilisées pour articuler les jugements de valeurs correspondent à la deuxième phase de compression.

La démarche d'évaluation mis en œuvre dans cette thèse a pour particularité de mobiliser un modèle de simulation et d'être appliquée à un problème territorialisé. Ainsi, la première phase compression d'informations contient, en plus des étapes habituelles de formalisation du problème, une étape de modélisation. La seconde phase de compression d'information intègre quant à elle des questions spécifiques à l'échelle territoriale, notamment le traitement de

l'hétérogénéité spatiale et l'hétérogénéité des acteurs en présence. Je discuterai ici successivement ces deux phases de compression d'information en relation avec les spécificités de la démarche.

VII.3.1.1. La mobilisation d'un modèle accentue la première phase de compression d'information

Pour la première phase de compression, Giampietro et Bukkens (2015) posent la question suivante comme centrale : quelle est l'importance des informations laissées de côté ? Je tente ici d'y répondre en mettant en avant des mécanismes d'exclusion d'informations liés à l'utilisation d'un modèle, qui accentuent le « cadrage » du problème.

VII.3.1.1.1 Modélisation et mise en forme du problème

Dans la démarche d'évaluation multicritère mise en œuvre, la première phase de compression correspond aux opérations visant à identifier les parties prenantes au problème de la gestion quantitative de l'eau, définir le périmètre du territoire d'étude, définir les critères d'évaluation, construire les scénarios, identifier les indicateurs, puis produire ces indicateurs pour chaque scénario - ici en implémentant les scénarios dans le modèle MAELIA et en travaillant les sorties de simulation. Les étapes les plus fondamentalement orientées par le recours à un modèle sont la définition du territoire d'étude, la construction des scénarios et la recherche et la production d'indicateurs.

Concernant le **territoire d'étude**, sa limite Est a été essentiellement contrainte par la modélisation (les flux hydriques dans les zones de karst étant trop incertains pour être modélisables), ce qui exclue ou amenuise certains enjeux, typiquement les enjeux touristiques liés à la zone des Gorges de l'Aveyron, les enjeux économiques liés à la commercialisation de l'eau minérale de Saint-Antonin-Noble-Val ou les enjeux de conservation de la biodiversité sur les zones de causses. A plusieurs reprises, les parties prenantes rencontrées ont demandé – en vain - à ce que le territoire puisse être élargi vers l'Est.

Pour les **scénarios**, leur construction a procédé en deux temps : les acteurs les ont décrits par des mots puis nous les avons spécifié en laboratoire, notamment pour les rendre modélisables. Certains scénarios, non-modélisables, ont été écartés à ce stade, par exemple le scénario de tarification de l'eau. Les scénarios jugés modélisables ont quant à eux acquis un contenu précis, dont une partie est le fait de choix de recherche (par exemple, l'étendue d'un changement) et une autre résulte de contraintes de modélisation (ce qui nous a par exemple conduit à écarter un scénario de double-cultures).

Enfin, la **construction des profils d'indicateurs et la production des indicateurs** sont sans doute les étapes qui ont le plus concouru à cadrer le problème, c'est-à-dire sélectionner des informations entrant dans le champ de l'analyse et des informations hors-champ. D'abord, il nous a fallu passer d'une série de critères à des profils d'indicateurs ; pour cela, j'ai fait le choix de recourir à des experts. Malgré une recherche d'ouverture, le réseau d'interconnaissances mobilisé, le besoin d'indicateurs *ex ante* et les centres d'intérêts propres aux différents experts ont généré une première série de distorsions entre critères et indicateurs (IV.3). Le recours à l'expertise a notamment mis en avant des indicateurs agrégés (temporellement et spatialement) et focalisés sur l'agriculture. Or, certains indicateurs - par exemple de biodiversité - et certains scénarios - par exemple ceux qui jouent sur des espaces non-agricoles - s'accommodent relativement mal de ce cadre de représentation.

Ensuite, les indicateurs issus de la base de profils d'indicateurs ont été sélectionnés en fonction de ce qui était faisable en un temps restreint, puis produits à partir des sorties de simulation des scénarios. Dans le cas de MAELIA, la représentation « modélisée » du problème intègre un système agricole, fruit d'un lourd travail de collecte et d'intégration de données notamment pour la maïsiculture (Murgue et al., 2016), un système hydrologique calibré et testé pour représenter les débits à l'exutoire de l'Aveyron pendant l'étiage, et un système de gestion de l'eau en période d'étiage. De ce fait, le modèle ne permet pas de produire d'indicateurs sur les petits cours d'eau, les dynamiques des hautes eaux, et les végétaux peu sensibles au stress hydrique (V.2). Ces choix sont cohérents, compte-tenu que le modèle a été conçu pour répondre aux problématiques des gestionnaires, notamment la répétition de crises en période d'étiage (Therond et al., 2014). Cependant, ces choix produisent aussi une nouvelle réduction du cadre d'analyse du problème ; par exemple, la question des régimes hydrologiques, qui ressortait dans les entretiens sur jeu de cartes, ne peut être représentée dans les indicateurs simulés.

Ajoutons que l'utilisation d'un modèle n'a pas pour seul effet de sélectionner des scénarios et des sorties que le modèle peut effectivement prendre en charge. Dans le modèle, par nécessité de parcimonie, les processus représentés sont également sélectionnés sur la base d'un certain nombre d'hypothèses. Or, ces hypothèses peuvent être cohérentes dans la situation de référence, mais moins cohérentes en dehors de cette situation. Dans le cas de MAELIA, cette sélection d'un nombre restreint de processus au sein du modèle ne permet pas à celui-ci de prendre en compte les potentiels effets « rebond » ou les facteurs non-hydriques limitant les

rendements des cultures. Cette réduction peut être contestable dans le cas de scénarios d'amélioration de l'efficacité de l'eau (susceptibles de générer des effets rebonds) ou de modification des assolements (susceptibles d'impacter les rendements en-dehors des questions de stress hydrique).

VII.3.1.1.2 Effet de cadrage

Les réductions liées à l'emploi d'un modèle se cumulent aux autres réductions nécessaires pour donner à un problème une forme multicritère. Ce cumul tend à accentuer la distorsion entre la diversité des discours, des propositions et des attentes initialement exprimées par les acteurs du territoire au sujet de la gestion quantitative de l'eau et celle qui est finalement intégrée dans le dispositif d'évaluation. Ainsi, plus encore que dans d'autres dispositifs d'évaluation multicritère, se fait jour un « effet de cadrage » – ici entendu comme l'influence des choix, conscients ou non, de représentation d'un problème sur les solutions mises en avant pour gérer ce problème. En effet, les différents scénarios sont inégaux devant le cadre de représentation du problème proposé à l'issue de la première compression. D'abord, certains scénarios s'en trouvent tout simplement exclus. Ensuite, les réductions successives n'affectent pas de la même manière les scénarios retenus.

Le grand perdant de ces réductions successives est le **scénario de réduction de la sole irriguée** (ASSOL). Le recours à des indicateurs agrocentrés et agrégés et à un modèle centré sur les débits d'étiage aux points nodaux et les grandes cultures ne permet pas d'analyser les effets des scénarios sur l'hydrologie des petits cours d'eau, la qualité de l'eau, les processus d'infiltration et la biodiversité non-cultivée, qui sont les principaux facteurs sur lesquels le scénario de réduction de la sole irriguée pourrait jouer positivement. Ces facteurs sont de plus relativement peu mis en valeur compte-tenu du périmètre du territoire (la qualité de l'eau « compterait » certainement davantage si le territoire était plus étendu). Le scénario ne peut finalement être évalué qu'à l'aune de ses effets sur la production des grandes cultures et sur les débits d'étiage de l'Aveyron, et se révèle sur ces points inutile ou problématique.

A l'inverse, le **scénario de pilotage assisté de l'irrigation** est celui qui bénéficie le plus du cadre « compressé » de représentation du problème. D'abord, c'est un scénario qui introduit des changements sur les grandes cultures irriguées, ce qui est mis en valeur compte tenu du périmètre du territoire. Ensuite, les effets escomptés de ce scénario sont facilement traduisibles en indicateurs (prélèvements, efficacité de l'eau, débits d'étiage), ainsi qu'en témoignent les multiples propositions faites par les experts. De plus, le modèle MAELIA a été conçu pour bien

représenter ces effets ; les simulations sont donc logiquement « sensibles » à ce scénario. Enfin, le modèle ne simule pas d'effets rebonds ni d'effets de l'irrigation sur la qualité des productions agricoles, alors que ces effets pourraient contrebalancer les avantages apparents de ce scénario (Guttieri, Ahmad, Stark, & Souza, 2000; Ward & Pulido-Velazquez, 2008). Tous ces éléments contribuent à mettre en valeur le scénario de pilotage assisté de l'irrigation, comparativement aux autres scénarios.

Dans le cas des autres scénarios évalués, la représentation « compressée » du problème joue dans des directions différentes sur la (dé)valorisation de leurs impacts. Les indicateurs et le modèle apparaissent globalement peu adaptés au **scénario de concentration des capacités de stockage** (RET). Le nombre réduit d'indicateurs proposés par les experts et le spectre de MAELIA ne permettent pas d'évaluer les effets de ce scénario sur la biodiversité aquatique, la qualité de l'eau, et les dynamiques hydrologiques hivernales, ce qui tend à masquer une zone importante d'incertitudes propre aux aménagements de stockage (Carluer et al., 2016). A l'inverse, ce scénario, qui théoriquement permet de relâcher la pression de prélèvement sur de nombreux petits bassins versants, se trouve pénalisé par la prévalence d'indicateurs territorialisés dans l'expertise et surtout par l'incapacité du modèle à simuler correctement les débits sur les petits affluents de l'Aveyron.

Le **scénario de rotations culturales** (ROTA), qui se traduit par une réduction importante des prélèvements dans l'Aveyron pendant l'étiage, bénéficie du grand nombre d'indicateurs proposés par les experts pour qualifier l'étiage de l'Aveyron, qui sont de plus aisément simulables. En revanche, d'autres effets de ce scénario sont masqués, car non-modélisés, tels que ses effets *a priori* positifs sur la biodiversité terrestre ou sur les ravageurs des cultures.

Les travaux relatifs à la pertinence des connaissances issues de modèles insistent généralement sur la nécessité d'explicitier les différentes sources d'incertitudes et les biais normatifs associés aux modèles (Refsgaard, van der Sluijs, Højberg, & Vanrolleghem, 2007; van der Sluijs, 2002). D'autres travaux, relatifs à l'usage des modèles dans des dispositifs d'évaluation participative, indiquent qu'indicateurs simulés et solutions mises en avant sont « co-produits » (Elgert, 2013), signifiant en-cela que les indicateurs retenus (car jugés pertinents, alimentés par des données suffisantes, fondés sur des représentations de processus robustes etc.) déterminent quels scénarios de gestion apparaîtront comme les plus à même de résoudre un problème et quels scénarios seront disqualifiés. Complétant ces analyses, notre cas d'étude justifie de s'intéresser à la première phase de compression comme un tout, qui embarque des distorsions dans les

indicateurs produits (exclusions, points de focalisation, agrégations), des biais de modélisation et des contraintes de modélisation (qui déterminent les territoires, scénarios et indicateurs qui pourront effectivement être pris en charge par le modèle). L'ensemble de ces éléments peut se cumuler favorablement ou défavorablement selon les scénarios évalués, et ainsi contribuer à valoriser certaines solutions et à en disqualifier d'autres (« effet de cadrage »).

VII. 3.1.2 L'échelle territoriale complexifie la deuxième phase de compression

Relativement à la deuxième phase compression, qui est celle qui permet de comparer voire d'ordonner les différentes options en présence, la question majeure que posent les économistes écologiques est : les procédures d'articulation (agrégation) des valeurs sont-elles cohérentes avec la façon de concevoir le problème (Martinez-Alier et al., 1998; Munda, 2004; Vatn, 2009) ? La question se pose d'abord car la conception « forte » de la durabilité que défend l'économie écologique implique qu'impacts économiques, environnementaux et sociaux ne puissent se compenser entre eux. La question se pose également au regard de la diversité des valeurs et des relations Hommes-Nature que l'économie écologique cherche à intégrer. Ces questions qui renvoient au problème de commensurabilité des valeurs ont déjà été largement investies par l'économie écologique; c'est notamment sur cette base de connaissances que j'ai privilégié un dispositif délibératif pour la deuxième phase de compression de la démarche d'évaluation.

Cependant, le problème qui fait l'objet d'une délibération collective est ici un problème territorialisé. Cela implique notamment que les effets des différents scénarios sont différenciés dans l'espace et que les acteurs en présence sont particulièrement hétérogènes (sur le plan de leurs responsabilités, intérêts, valeurs et échelles de représentation du problème). Ces particularités m'amènent à réinterroger les procédures d'articulation des valeurs : quelle place, dans ces procédures, pour l'hétérogénéité spatiale et les divergences « intra-groupes » ?

VII.3.1.2.1 Dimension spatiale des incommensurabilités

Cette thèse propose d'étendre le problème de commensurabilité à la question des différences spatiales et des dynamiques temporelles. Ce problème de commensurabilité « horizontale » (Allain et al., 2018; Allain et al., 2017) se pose lorsque l'on cherche à résumer, par une valeur unique, à des fins évaluatives, de l'hétérogénéité spatiale ou des dynamiques temporelles : les valeurs associées aux différentes unités spatiales peuvent-elles s'additionner ou se résumer en une moyenne ? les jours de crise peuvent-ils être compensés par des jours d'abondance ? Cette thèse indique que les problèmes de commensurabilités « horizontale » (liée à l'agrégation spatiale et temporelle des valeurs) et « verticale » (liée à l'agrégation de préférences) sont liés.

Cette relation est illustrée par l'usage des indicateurs de prélèvements PRELEV (agrégé) et PRELBV (spatialisé) lors des ateliers d'évaluation : le premier donne lieu à des appréciations convergentes des scénarios ; et le second fait l'objet de divergences entre groupes d'acteurs (VI.1.). En effet, pour certains acteurs, augmenter massivement la pression de prélèvements sur certaines zones du territoire, même au profit d'autres, est vu comme inacceptable ; au contraire, cette différenciation spatiale est jugée positive par d'autres acteurs, en ce qu'elle permet de préserver certaines zones. Ainsi, lorsque l'on masque de l'hétérogénéité spatiale ou temporelle, l'on tend également à masquer des différences de valeurs ou de représentation entre personnes. A l'inverse, révéler des différences spatiales peut permettre de révéler des valeurs divergentes. De fait, dans le cadre d'un processus délibératif, la forme que prennent les indicateurs (plus ou moins agrégés, marquant ou non des patrons de distribution...) peut servir à alimenter le débat.

Ainsi, je présente les opérations d'agrégation spatiales (ou temporelles), généralement considérées comme appartenant au domaine des sciences biotechniques et aux systèmes d'informations géographiques, comme des objets de recherche pour l'économie écologique (Allain et al., 2018). Si la démarche mise en œuvre dans cette thèse permet d'esquisser des pistes de réflexion sur les formes prises par les indicateurs et l'interdépendance entre agrégation spatiale et agrégation sociale, les questions de justice spatiale ou d'asymétries entre acteurs liées à la géographie, qui sont pourtant particulièrement prégnantes dans le cas de la gestion de l'eau, sont néanmoins restées en suspens. Ces questions constituent des fronts de recherche d'importance pour que l'économie écologique adopte une perspective « coévolutionnaire » (Kallis & Norgaard, 2010) sur les relations sociétés-nature à l'échelle territoriale.

VII.3.1.2.2 Rôle des jugements minoritaires

L'évaluation multicritère multi-acteur vise à ordonner des préférences sociales, compte tenu de critères d'évaluation incommensurables et d'une diversité de points de vue, également jugés incommensurables. Cette diversité des points de vue est généralement observée entre groupes d'acteurs plutôt qu'à l'intérieur de ces groupes. Cependant, à l'échelle d'un territoire, les contours des groupes de parties prenantes sont relativement flous et les conceptions de la durabilité peuvent varier (Swedeen, 2006) ; sur le territoire d'étude, par exemple, un débat existe au sein des services de l'Etat entre ceux pour qui l'atteinte d'objectifs réglementaires signifie une gestion durable de l'eau et ceux pour qui la durabilité est une trajectoire, et qu'un progrès vers plus de durabilité est toujours possible (Sadon, 2016). Dans cette thèse, pour comparer les scénarios entre eux, j'ai choisi de représenter les jugements minoritaires (Fig. 12) en

complément des jugements majoritaires (Fig. 11). Ceci afin de mettre en évidence, pour chaque croisement « critère / groupe d'acteur » (une cellule de la matrice KERBABEL), l'hétérogénéité des jugements de valeurs attribués aux différents scénarios.

Des scénarios faisant, au regard des jugements majoritaires, l'objet de patrons relativement similaires, se sont révélés très différents au vu de l'ensemble des jugements attribués par les acteurs. Cela a été le cas pour les scénarios de réduction de la sole irriguée (ASSOL) et de concentration des capacités de stockage (RET), qui, globalement, donnent lieu à des évaluations contrastées, révélant des clivages agriculture / environnement tant entre critères qu'entre acteurs. Cependant, les jugements minoritaires révèlent des patrons différents. Dans le cas du scénario ASSOL, les jugements minoritaires ne sont jamais contradictoires avec les jugements majoritaires (beaucoup de patrons « jaune-vert » ou « jaune-rouge » dans les cellules de la Fig. 12) ; ils tendent plutôt à les nuancer. Au contraire, le scénario RET affiche des jugements minoritaires qui sont très souvent contradictoires entre eux ou avec les jugements majoritaires (coexistent souvent, au sein d'une même cellule, des jugements neutres, incertains, favorables et défavorables). La représentation des jugements minoritaires indique, dans ce cas, des éléments de débat internes aux groupes et une grande sensibilité de l'évaluation agrégée aux poids (donc à l'importance) donnés aux différents indicateurs.

Ainsi, la question « les procédures d'articulation des valeurs sont-elles cohérentes avec la façon de concevoir le problème ? » peut également s'adresser à la diversité des valeurs au sein des groupes et des critères d'évaluation. Représenter l'hétérogénéité des valeurs intra-groupe et intra-critère permet d'affiner l'« ordonnancement social » des différents scénarios : des espaces de débat, des fragilités (sensibilité aux poids), des nuances deviennent alors visibles. Ces espaces de débat, fragilités et nuances sont utiles à déceler pour des problèmes territoriaux. Les groupes de parties prenantes peuvent être très hétérogènes ne serait-ce que par leurs fonctions et leur territoire d'action ; ainsi, la profession agricole, les services de l'Etat, les associations de protection de la nature et de l'environnement sont autant de groupes qui affichent à des moments donnés et dans des déclarations publiques une cohérence interne mais au sein desquels des intérêts et engagements très divers peuvent coexister. De même, la multiplicité des processus en jeu sur un territoire fait que pour un critère donné, les acteurs sont amenés à mobiliser de nombreux indicateurs, qui ne varient pas toujours dans la même direction. Au-delà de l'intérêt analytique, mettre en évidence les scénarios pour lesquels l'hétérogénéité de valeurs intragroupe et intra-critère est forte peut servir à alimenter la délibération collective.

Au final, les spécificités de la démarche mise en œuvre et du cas d'étude me permettent d'observer les « phases de compressions » dans les démarches multicritères sous un nouvel angle. Pour la première phase de compression, le recours à un modèle, qui constitue une contrainte de compression supplémentaire, permet de mettre en évidence un effet de cadrage. Pour la seconde phase de compression, la mise en œuvre d'une méthode d'évaluation délibérative sur un territoire donne à voir l'importance et l'intérêt, à cette échelle, de traiter l'hétérogénéité spatiale et sociale dans les procédures d'articulation des valeurs.

VII.3.2. Intérêt de la méthode en tant que technologie « post-normale »

La démarche d'évaluation mise en œuvre s'inscrit dans le cadre du développement de technologies post-normales (Frame & Brown, 2008). Plus particulièrement, en réponse au caractère « doublement complexe » du problème d'environnement abordé dans cette thèse, la démarche propose d'articuler un volet analytique (modélisation et analyse intégrée) avec un volet délibératif (évaluation multi-acteur). Dans cette sous-partie, je montre en quoi analyse et délibération s'enrichissent mutuellement, pointe certaines contraintes inhérentes à la méthode et dessine des perspectives pour une utilisation « post-normale » des modèles.

VII.3.2.1 Synergies entre analyse et délibération

- **Les indicateurs issus de la phase de modélisation et analyse intégrées stimulent la délibération collective**

La délibération collective peut se définir comme le fait de confronter des personnes à de nouvelles représentations ; d'attirer leur attention sur des interdépendances et des hypothèses « cachées » ; de les amener à adopter une posture réflexive sur leurs préférences ; et de créer une situation d'interaction sociale (Dryzek & List, 2003). Dans le cas d'étude, sur chacun de ces aspects, l'analyse intégrée stimule la délibération.

Lors des ateliers d'évaluation, les acteurs sont confrontés, au travers des résultats des simulations, à des effets inattendus ou, au contraire, sont confortés dans leurs observations. Ceci les amène à faire évoluer leur argumentaire ou à le consolider. Des participants ont par exemple revu leur opinion sur la mutualisation du stockage (initialement qualifiée de « rêve ») en prenant conscience de l'augmentation des prélèvements engendrée par le scénario de concentration des capacités de stockage. Un autre participant s'est dit, de son côté, intéressé de

voir que le scénario de pilotage de l'irrigation permettait d'arrêter l'irrigation plus précocement, car il avait lui-même des doutes sur l'intérêt des derniers tours d'eau.

Par ailleurs, le livret d'indicateurs crée un langage commun facilement accepté par l'ensemble des acteurs, bien que ceux-ci conçoivent différemment les indicateurs et s'appuient différemment sur eux pour formuler leurs jugements. Certains participants aux ateliers mobilisent les indicateurs issus des simulations pour objectiver leurs jugements ; ces acteurs reconnaissent ainsi, essentiellement, un rôle descriptif aux indicateurs. Par exemple, le groupe ARVALIS s'est créé une « règle des 5% » pour attribuer des jugements de valeurs aux scénarios (si un scénario permet d'améliorer la valeur d'un indicateur de 5% ou plus par rapport à la situation de référence, alors le groupe lui attribue un jugement favorable ; entre -5 et 5% de variation, le jugement est neutre ; en-dessous de 5% le jugement est défavorable). D'autres participants voient surtout dans les indicateurs un moyen pour « structurer leur pensée et leur argumentaire », ce qui fait écho à la fonction normative des indicateurs (Frame & O'Connor, 2011). Encore d'autres participants adoptent une approche critique vis-à-vis des résultats des simulations et indicateurs proposés, et élaborent leurs jugements de valeurs sur la base de cette critique. Ces personnes mobilisent alors des indicateurs plus qualitatifs et hors du champ du modèle (qualité de l'eau, vie des sols...), évalués par eux et avec des poids importants. C'est notamment le cas du groupe des APNE, qui produit de ce fait une évaluation très différente de celle que propose le modèle (le scénario de réduction de la sole irriguée étant, pour eux, l'un des mieux notés, et le scénario de pilotage assisté de l'irrigation constituant à leurs yeux un scénario peu intéressant).

Au final, malgré une acceptation plus ou moins forte du cadre analytique proposé par le modèle et les indicateurs, le fait que les acteurs soient tous initialement confrontés au même exercice d'élaboration de jugements à partir d'indicateurs, permet de légitimer les évaluations réalisées par les différents groupes. Ainsi, lors de l'étape de discussion collective, les participants se sont attachés à comprendre le raisonnement des différents groupes, mais n'ont pas remis en cause la légitimité de leurs évaluations. C'est sur cette base qu'ont notamment pu être initiées des discussions – constructives – sur les moyens de lever les blocages mis au jour par les évaluations.

- **La délibération collective stimule l'analyse du problème de gestion quantitative de l'eau**

Lors des ateliers d'évaluation, les acteurs qui mobilisent les indicateurs issus des simulations ne sont pas des utilisateurs passifs : ils questionnent les processus hydrologiques et sociaux sous-

jacents, les différences entre scénarios, mettent en évidence des « signaux faibles », font part de leur étonnement. Tout ceci participe à l'analyse des processus en jeu dans le problème de gestion quantitative de l'eau abordé.

Les commentaires relatifs aux indicateurs manquants et les doutes exprimés par rapport aux simulations sont particulièrement utiles pour mettre en évidence des impacts ou processus qui échappent à la modélisation et pourtant sont importants aux yeux des acteurs. De la même façon, observer l'usage des indicateurs issus de la simulation (VI.1) permet de mettre en évidence ceux qui sont sujets à des divergences d'interprétation entre acteurs. Ces indicateurs méritent potentiellement d'être soumis à un examen critique (fiabilité des simulations, effets d'agrégation...) et d'être comparés à des indicateurs apparemment proches. Ainsi, la phase délibérative peut servir à réviser et enrichir un modèle intégré, et éventuellement, de recourir à d'autres modalités d'expertise pour rendre compte d'effets se situant en-dehors du champ du modèle.

Enfin, lors de la délibération collective, de nouvelles propositions de scénarios émergent et les lignes de débat évoluent. Les scénarios nouvellement proposés pourraient être modélisés, ce qui permettrait potentiellement de révéler de nouveaux types d'interactions entre acteurs, ressources et pratiques, et ainsi renforcer l'analyse des situations de déséquilibre hydrique. De la même façon, les débats entre acteurs peuvent amener à s'intéresser à de nouveaux processus, ou à tester les scénarios qui apparaissent clivants.

Surtout, les nouvelles propositions issues de la phase délibérative permettent de faire évoluer l'espace des solutions initialement considéré. Dans le cas de cette thèse, les points de blocage révélés par les évaluations multi-acteurs ont été mis en discussion lors de la restitution collective ; cela a amené les participants à proposer des scénarios relativement éloignés des solutions classiquement invoquées pour répondre aux situations de déséquilibre hydrique (Cf. Tab. 1). L'un de ces scénarios propose une quasi-disparition des cultures de maïs grain (remplacé par des luzernes, incluses dans des rotations) mais le maintien des parcelles en maïs semences. Un autre suggère d'effacer les petites retenues (et de restaurer des milieux) pour les remplacer par des retenues collectives, auxquelles auraient accès les agriculteurs engagés dans une transition agroécologique.

Ainsi donc, la délibération favorise l'exploration d'un problème complexe – les acteurs indiquant des tendances qui échappaient à l'analyste, amenant de nouvelles questions,

apportant de nouvelles idées de scénarios à tester - et autorise des reconfigurations de l'espace des solutions.

VII.3.2.2. Contraintes et contradictions inhérentes à la méthode

La méthode s'est révélée utile pour traiter conjointement de la complexité « de sens » et « systémique » du problème de gestion quantitative de l'eau dans l'aval de l'Aveyron, ce qui en contribue au développement de « technologies post-normales ». Cependant, la démarche renferme également des contraintes et contradictions, qui appellent d'éventuels nouveaux développements.

D'abord, la **pluralité des indicateurs**, leur apparente redondance même, contribue à faciliter l'expression d'argumentaires différents, mais parallèlement une trop grande abondance d'information peut amener certains acteurs à se désengager du processus compte tenu de l'investissement nécessaire pour pouvoir prendre en main cette information, et qui plus est, être capable d'en mesurer la qualité (bonne ou mauvaise). Ainsi dans notre cas, lors d'un atelier, un acteur s'est senti mis en défaut par le livret d'indicateurs (« *Aidez-nous, sinon je sens que ça va m'énerver !* »), et est resté en retrait des discussions pendant tout l'atelier. Il existe donc une contradiction entre une demande, manifestée par de nombreux acteurs, pour davantage d'indicateurs, et l'investissement nécessaire pour appréhender ces indicateurs, qui à l'inverse milite pour que leur nombre reste réduit. Cet apparent paradoxe pourrait potentiellement être résolu dans le cadre d'une réflexion sur les formes des indicateurs (ex. les cartes, les graphiques de distribution, les schémas). Parce que les acteurs ne regardent pas la même chose, un indicateur prenant la forme d'un schéma ou d'une carte peut contribuer à faire émerger des interprétations plurielles sans pour autant augmenter le nombre d'indicateurs (Allain et al., 2018).

Une autre difficulté porte sur la **participation**. En effet, au cours de cette démarche, les participants vont et viennent, soit parce que les casquettes changent soit pour des raisons de disponibilité ou d'intérêt. Ceci peut aussi « user » les participants qui s'investissent à long terme. Dans le cadre de cette thèse, aucun projet commun n'a été signé, il n'y avait donc pas d'engagements réciproques. Il s'agissait d'un projet initié par des chercheurs, dans une volonté première de développement méthodologique, et par conséquent peu propice à l'investissement des parties prenantes. En même temps, ce caractère distancé et non-contractuel a permis à des acteurs très divers de prendre part à la démarche, souvent par effet boule de neige, y compris des personnes avec lesquelles nous n'avons jamais eu de contacts. Cette tension interroge les

formes de recherche partenariales et les interfaces sciences-politiques sur leur capacité à maintenir ouverte la participation tout en entretenant à long terme la motivation des participants.

Enfin, la dernière contrainte concerne la question du **temps** et du coût d'une telle démarche, qui entend s'inscrire dans une approche post-normale de la science – « quand les faits sont incertains, les valeurs disputées et les décisions urgentes » (Funtowicz & Ravetz, 1993). Certes, la méthode semble concourir à l'établissement d'un dialogue entre experts institués et autres porteurs de connaissances et d'enjeux. Elle permet également de mettre en synergie délibération et analyse, mais elle nécessite un temps important, de la part des chercheurs qui portent la démarche et de la part des participants. Ceci semble peu compatible avec un contexte de « décisions urgentes ». De la part des chercheurs, notons que le modèle avait été conçu, calibré et testé avant le début de la démarche et que la production d'indicateurs issus du modèle a été réduite ; pour autant il aura fallu près de deux ans et demi pour déployer la démarche. De la part des participants, si l'on s'en tient aux ateliers, ceux-ci se sont déroulés sur une demi-journée et auront permis d'évaluer entre 2 et 5 critères, et encore, ainsi que certains l'ont exprimé, « à la hussarde ». Ce constat ouvre deux réflexions : soit le temps est une variable peu compressible, mais avec dans ce cas un risque d'immobilisme, soit un effort de capitalisation – concernant les données, les indicateurs, les outils - mérite d'être effectué.

VII.3.2.3. Enseignements et perspectives : pour une utilisation « post-normale » des modèles intégrés

Modèles intégrés et reconnaissance de valeurs plurielles sont-ils compatibles ? Comment utiliser ces modèles pour faire vivre un dialogue dans des « communautés de pairs élargies » (Funtowicz & Ravetz, 1993) ? L'utilisation de modèles dans des dispositifs participatifs a été critiquée en ce qu'elle sert à apporter des « faits objectifs » pour éduquer les participants et les amener à prendre les « bonnes » décisions (Elgert, 2013), voire même en ce qu'elle porterait un agenda caché pour la gestion de l'environnement (Turnhout et al., 2014). Moins radicalement, dans des contextes où une approche post-normale est institutionnalisée, les modèles apparaissent comme des outils qui par nature rendent difficile l'expression d'idées « qui sortent du cadre » et de connaissances qualitatives (Petersen, Cath, Hage, Kunseler, & van der Sluijs, 2011). De plus, les modèles non-conçus avec leurs destinataires sont généralement écartés

d'une utilisation dans des dispositifs délibératifs (Campo, Bousquet, & Villanueva, 2010; van der Sluijs, 2002).

Cette thèse propose une expérience dans laquelle un modèle (conçu selon une approche experte) ne constitue qu'un élément parmi d'autres de l'argumentaire des acteurs, et peut permettre à ceux qui le souhaitent, de s'en extraire pour évaluer les scénarios. Le fait que le modèle n'occupe pas la place centrale du dispositif a été une source de satisfaction exprimée par les participants, notamment de la part de ceux qui sont familiers avec l'utilisation du modèle, et donc également avec ses limites.

Ce décentrement du modèle devient ici la condition *sine qua non* pour qu'analyse et délibération s'enrichissent au lieu de se contraindre mutuellement. Plusieurs mécanismes participent à ce décentrement : la mobilisation d'une grille de critères construite selon une approche ascendante, l'explicitation des effets de cadrage résultant des pratiques de modélisation, l'utilisation non-obligatoire et flexible des indicateurs simulés, et le recours imposé à des jugements de valeurs qualitatifs.

Mobiliser une grille de critères d'évaluation construite selon une approche ascendante permet de faire exister des enjeux absents des normes gestionnaires, situés en-dehors du champ du modèle ou ne bénéficiant pas de porte-paroles suffisamment puissants pour se faire entendre. Les méthodes de structuration des discours - entretiens sur jeu de cartes comme ici, mais aussi méthode Q (Swedeen, 2006) ou analyse textuelle (Gaël Plumecocq, 2014) – peuvent servir à construire des cadres d'évaluation adaptés à des enjeux locaux et que les acteurs du territoire peuvent facilement s'approprier. Surtout, l'utilisation d'une approche ascendante permet de relativiser la portée des connaissances issues du modèle, au regard de la diversité des enjeux à considérer.

Par ailleurs, les différents scénarios à évaluer ne sont pas tous égaux face au cadre d'analyse restreint qu'impose le recours à un modèle. Les biais, incertitudes et simplifications propres à tout modèle n'impactent pas de la même manière tous les scénarios. Surtout, ces distorsions doivent être considérées au regard des autres réductions qu'engage la première phase de compression du problème. Un effet de cadrage, potentiellement fort, peut résulter de ces réductions et distorsions successives, lequel mérite d'être explicité. Par ailleurs, l'utilisation des résultats de simulation dans un cadre délibératif permet à la fois de révéler ces distorsions et réductions et de s'en affranchir.

Ensuite, les indicateurs issus de la modélisation peuvent permettre de quantifier les effets de certains changements, rendre compte d'enchaînements ou d'effets contradictoires ; ils sont à ce titre source d'apprentissage. Cependant, dans le cadre d'une évaluation délibérative, ces indicateurs ne constituent pas une fin en soi, mais un langage commun et un moyen pour les participants d'élaborer des jugements de valeur, de structurer un argumentaire et de le légitimer. Aussi, les indicateurs issus de la modélisation ne peuvent constituer un « passage obligé » pour l'expression des jugements de valeurs et doivent autoriser plusieurs lectures et plusieurs usages. En outre, imposer des jugements de valeurs qualitatifs permet de ne pas décrédibiliser des indicateurs plus « mous », introduits par les acteurs dans le cours de l'exercice.

Je défends donc que l'utilisation d'indicateurs issus de simulations est compatible avec une démarche délibérative et peut l'enrichir, y compris lorsque les acteurs n'ont pas participé à l'élaboration du modèle, à condition cependant de décentrer l'usage de ce modèle.

Finalement, ce projet d'intégration méthodologique s'est révélé fructueux dans l'articulation recherchée entre analyse et délibération. Il a de plus été source de satisfaction de la part de nombreux participants, soit pour ce qu'ils ont appris, soit pour ce qu'ils ont pu mettre en débat et proposer. La méthode a en outre été au-delà d'une simple combinaison et a permis de créer des synergies entre champs disciplinaires et d'ouvrir de nouvelles réflexions. Les questions de la gestion de l'information, du temps et de la participation restent non résolues, mais d'ores et déjà, la démarche générale mise en œuvre constitue un premier exemple d'utilisation « post-normale » d'un modèle intégré pour l'évaluation, pouvant être appliquée à d'autres situations.

Conclusion

Que valent les différentes propositions de gestion *structurelle* de l'eau avancées pour résoudre des situations de déséquilibre hydrique persistantes ? Cette question se pose dans le territoire de l'Aveyron aval – Lère, mais aussi plus largement dans des territoires où une agriculture irriguée s'est développée malgré des ressources en eau relativement limitées. La question pourrait également se poser à l'avenir dans de nouveaux territoires, compte tenu du changement climatique et de l'accroissement de la demande en eau et en produits agricoles.

Le cas de l'Aveyron aval – Lère montre que tous les scénarios de réduction de la demande en eau ne se valent pas en termes de capacité à résorber le déséquilibre hydrique, défini ici à partir du respect de débits-seuils (DOE). Plus les efforts demandés aux agriculteurs se situent sur des cultures consommatrices d'eau, comme les monocultures de maïs, et irriguées par prélèvements dans les grandes rivières (dans le cas d'étude, l'Aveyron), plus ils ont d'effets sur les débits aux points nodaux. Par ailleurs, entre l'introduction de rotations culturales et une amélioration du pilotage de l'irrigation, la première stratégie apparaît la plus multi-performante aux yeux des différentes parties prenantes mais clivante, et la deuxième stratégie se présente comme la plus consensuelle – sous réserve qu'une plus grande efficacité de l'eau se traduise effectivement par une réduction des prélèvements – malgré des bénéfices moins divers. Quant au scénario visant à remplacer de petites retenues par de grandes retenues de substitution, seul scénario de gestion de l'offre testé dans le cadre de cette thèse, il permet de mieux satisfaire la demande agricole en eau, donc de sécuriser les marges des maïsiculteurs, sans pour autant dégrader les débits d'étiage de la rivière principale. Néanmoins, ce scénario est aussi celui des incertitudes et est jugé inacceptable par ceux qui considèrent que sécuriser les intérêts des plus gros consommateurs d'eau est contraire à la transition agroécologique qu'ils appellent de leurs vœux.

Le cas du territoire de l'Aveyron aval – Lère montre également que le débat sur la gestion quantitative de l'eau peut s'articuler autour de deux axes, agricole et hydrologique. L'axe hydrologique oppose ceux qui défendent l'entretien de la variabilité des hydrosystèmes, jugée favorable à la biodiversité aquatique, à la qualité de l'eau et source de résilience face au changement climatique, à ceux qui plaident pour corriger cette variabilité, par le stockage et le soutien d'étiage notamment, afin de satisfaire les besoins des plantes et d'abolir les conflits d'usages. L'axe d'argumentation agricole fait s'opposer les promoteurs d'une agriculture

« agroécologique », respectueuse de l'environnement et peu consommatrice d'intrants (dont l'eau), et les partisans d'une agriculture spécialisée, exigeante en eau mais capable de « bien » la valoriser et de susciter de nouvelles vocations d'installation. Les arguments hydrologiques et agricoles se rejoignent pour défendre ou pourfendre les principes d'une politique de l'offre ou de la demande en eau. Cependant, dès lors que des scénarios de gestion « spatiale » de l'eau sont considérés, le débat se reconfigure. Dans le cas d'étude, la voix des associations de protection de la nature et de l'environnement s'unit à celle des gestionnaires de rivières pour condamner des projets de stockage d'eau ; cependant, cet unisson semble à même de s'étioler face à des scénarios où les prélèvements d'eau seraient facilités sur certaines zones du territoire grâce à de grands ouvrages, et où d'autres zones feraient l'objet d'une désirrigation et d'un abandon du stockage d'eau. Au regard de projets de gestion spatiale de l'eau, potentiellement les plus efficaces pour résoudre des situations de déséquilibre hydrique, des coalitions d'acteurs portant un argumentaire agricole pourraient possiblement s'opposer à des coalitions d'acteurs portant un argumentaire hydrologique.

Surtout, cette thèse se présente comme une expérience méthodologique croisant deux champs disciplinaires rarement intégrés, celui de l'agronomie des territoires et celui de l'économie écologique, et mobilisant deux approches de l'évaluation souvent considérées comme incompatibles, celle de la modélisation et analyse intégrée et celle de l'évaluation délibérative. Or, pour aborder des problèmes d'environnement tels que la gestion quantitative de l'eau à l'échelle d'un territoire, l'analyse des impacts des scénarios (objet de la modélisation et analyse intégrée) ne suffit pas, de même que mettre en débat ces scénarios (objet des dispositifs délibératifs), sans pouvoir en appréhender les effets, semble peu utile, surtout dans un contexte social tendu. Cette thèse montre qu'il est possible d'établir un dialogue entre chercheurs, experts et parties prenantes, qui ne trahisse ni la diversité des représentations du problème que portent les acteurs du territoire ni les apports cognitifs d'un modèle représentant finement des interactions acteurs-usages-ressources dans l'espace et dans le temps ; ceci à la condition d'accepter que les indicateurs issus de la modélisation ne constituent pas des « faits » mais des sources d'apprentissage et de débat. La démarche d'évaluation mise en œuvre (évaluation multicritère multi-acteurs couplée à une modélisation et analyse intégrées) occasionne de plus des synergies entre analyse et délibération collective : les indicateurs issus de la modélisation permettent aux acteurs de se positionner, de légitimer leurs argumentaires et de faire évoluer leurs préférences ; de même, l'évaluation des scénarios par les acteurs du territoire permet de

questionner certains résultats de modélisation, de proposer d'autres interprétations et d'amener de nouvelles idées d'indicateurs ou de scénarios à tester.

Je conclus donc que la démarche méthodologique proposée dans le cadre de cette thèse s'est révélée à la fois utile et source de satisfaction pour aborder la question de la gestion structurelle de l'eau sur le territoire de l'Aveyron aval –Lère. Cette démarche pourrait être adaptée à d'autres problèmes d'environnement « doublement complexe ». Plus largement, l'expérience méthodologique conduite dans le cadre de cette thèse ouvre la voie à une collaboration plus étroite entre univers disciplinaires s'intéressant à la question de l'évaluation et invite à une utilisation « post-normale » des modèles intégrés.

Annexes

Articles publiés :

1. Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2017. How Do Multi-criteria Assessments Address Landscape-level Problems? A Review of Studies and Practices. *Ecological Economics* 136, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.011>
2. Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2018. Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: Descriptive and normative claims. *Land Use Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.038>

Article accepté, non-publié :

3. Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes – a contribution from integrated assessment and modeling. *Soumis à Agronomy for Sustainable Development (en révision)*

Communications à des colloques :

4. Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D. La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique. Atelier de recherche « Aborder les problèmes d'environnement comme des situations de gestion » (Strasbourg, 12-13 décembre 2016)
5. Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D. Post-normal science in practice: a method proposal and its application to agricultural water management. *International Farming System Association Symposium (Chania, 1-5 juillet 2018)*

Matériaux supplémentaires :

6. Livret décrivant les scénarios
7. Livret d'indicateurs
8. Document de restitution à l'attention des acteurs du territoire
9. Base de profils d'indicateurs

Annexe 1

How do multi-criteria assessments address landscape-level problems? A review of studies and practices

Sandrine ALLAIN

Gaël PLUMECOCQ

Delphine LEENHARDT

Professional affiliation:

AGIR, Toulouse University, INRA, INPT, INP-EI PURPAN

Address:

BP 52627, F-31326 Castanet-Tolosan cedex, France

Corresponding author: Sandrine ALLAIN

Contact: sandrine.allaingranet@gmail.com

Abstract:

Viewing the landscape as a spatialized social-ecological system allows identification of specific management challenges: integration of multiple views, multiple levels of organization, complex spatial-temporal patterns and uncertainties. Multi-criteria assessments (MCAs), which allow the comparison of alternative actions when multiple interests collide, are considered adequate to support landscape management. However, there is no consensus about how they should be applied and can integrate both multiple views and spatial dimension. We conducted an extensive quantitative and qualitative literature review targeting MCAs with a participatory and spatial approach. Our results suggest that (1) for sustainability assessments, participatory and spatial approaches endorse different rationales and hybrid methods are not so common; (2) within those methods, only scenario-selection methods (as opposed to design methods) can integrate spatially-explicit, spatially-implicit, place-specific, and overall values; and (3) current applications, which aggregate values ignoring their spatial and social distribution, do not coincide with the nature of landscape-management challenges. In addition, they give little importance to the structuration of information and to collective deliberation. We conclude that, in the absence of a good match between spatiality and participation, MCAs should, for now, be handled as insightful but distorted tools to explore and structure landscape-level management problems.

KEYWORDS:

landscape management, integrated assessment, spatialization, participation, social-ecological system

1. Introduction

Landscapes are complex social-ecological systems (SES) because many human and natural processes mutually interact (Bastian, 2001; Cumming, Olsson, Chapin, & Holling, 2012; Naveh, 2000; Wu, 2006) and because they are shaped by a social history (Antrop, 2000; Pedroli, Pinto-Correia, & Cornish, 2006), which promotes perceptions, values or expectations that differ spatially and among individuals. This makes it challenging to collectively define a desirable future for a given landscape. Many possible ways exist to address this issue; one of them is multi-criteria assessment (MCA). Nonetheless, there is no consensus on how to apply this method given the nature of landscape-level challenges.

A first challenge comes from the complexity of processes and multiple interactions. Because landscapes are characterized by interdependencies between human societies and their environment that originate from a coevolutionary history (Berkes, Folke, & Colding, 2000; Costanza et al., 1998; Daily, 1997; Kallis & Norgaard, 2010), they exhibit non-linear and cascading effects that make their trajectories of change impossible to predict (Kinzig et al., 2006; Walker, Holling, Carpenter, & Kinzig, 2004). It is generally acknowledged that command-and-control approaches (Folke et al., 2002; Holling & Meffe, 1996) and risk assessment (Linkov et al., 2014) are ill-suited in this context. Instead, scholars advocate exploring possibilities for change (Berkes, Colding, & Folke, 2002; Olsson et al., 2006) and adopting an adaptive management approach (Linkov et al., 2006; Plummer, 2009).

Another challenge with landscape-level problems arises because the different groups concerned hold different and sometimes irreconcilable values (Gómez-Sal, Belmontes, & Nicolau, 2003; Hunziker et al., 2008; Swedeen, 2006). This problem of multiple views, which is common to many decision-making situations, has led to recommendations to include non-experts in evaluations of the quality of decisions (Funtowicz & Ravetz, 1990) and explicitly consider incommensurabilities²³ (Martinez-Alier et al., 1998; Munda, 2004). Deliberative approaches and MCAs involving multiple stakeholders are considered particularly well-suited to operationalize these principles (Frame & Brown, 2008; Munda, 2004).

The landscape is a complex system that has another challenging characteristic: material resources and populations are distributed in space. Human and natural systems can interact “through” the spatial dimension: social and ecological processes increasingly overlap as

²³ Specific concepts are defined in the appendix.

perspective widens to a global scale (Alessa, Kliskey, & Brown, 2008), and spatial mismatches can have far-reaching consequences (Cumming et al., 2012; Wilson, Low, Costanza, & Ostrom, 1999). Likewise, human and natural systems can interact "within" the spatial dimension: processes such as species migration, farming dynamics or social exclusion are closely related to spatial patterns, such as habitat heterogeneity and the spatial distribution of crops or infrastructure networks (Benoît et al., 2012; Cumming, 2011). Accounting for complexity at the landscape level therefore requires considering these different spatial interactions. This is one reason why geographic information systems (GIS), given the wide possibilities they offer to investigate spatial relationships, have become key tools to analyze and resolve landscape-level management problems (Malczewski, 2006; Malczewski & Rinner, 2015).

Because social-ecological interactions have a spatial dimension, diverse and potentially conflicting representations of space, i.e. new types of incommensurabilities, coexist within a landscape. Because people relate to places in many different ways – not only through their actions, but also through their perceptions and history (Antrop, 2005) – they do not have the same definition of boundaries, meaningful zoning, significant places, features of identity, etc. The same occurs with expert descriptions: relevant extents, resolutions and locations differ when describing water dynamics or pollination. The ecological economics community does not formally address these types of incommensurabilities specific to spatial problems, though it is aware of "scale biases" when stakeholders express value judgments (Hein, van Koppen, de Groot, & van Ierland, 2006; McFadden, 1994; Zia et al., 2011). Incommensurabilities are not well integrated into spatial decision support systems either, because the latter are designed as "expert systems" that rely on a uniform understanding of space (Ramsey, 2009).

Applying MCAs to landscape management problems raises the fundamental challenge of integrating spatiality with multiple views. In an initial step to meet this challenge, we investigate current practices of MCA reported in the scientific literature that combine a spatial approach with multi-stakeholder or participatory approaches. More specifically, we address the following issues: how, and how well, MCA practices reflect landscape-specific challenges.

These issues are addressed following three nested analyses that enable us to:

- Position spatial and participatory approaches within the broad scope of multi-criteria methods
- Distinguish types of MCA methods that combine spatial and participatory approaches

- Clarify how MCAs are applied to assess landscape-management scenarios
- Generate suggestions for using MCAs at the landscape level.

2. Materials and Methods

This literature review follows three steps (the overall method is described in Fig. 1). First, we performed a lexicometric analysis of a large sample of studies to characterize the position of sustainability assessments, participatory approaches and spatial approaches within the wide spectrum of multi-criteria methods (Section 2.2). Second, we qualitatively classified applications of multi-criteria approaches mixed with participatory and spatialization methods in the field of natural resource management (Section 2.3). Our aim was to provide a typology of existing methods with their general steps. Third, we focused on a specific type of methods arising from the typology, “scenario-selection support method”, and undertook a detailed qualitative analysis of the corresponding case-studies (Section 2.4).

2.1. *Bibliographical data.*

We generated three datasets of studies of decreasing size using the Web of Science database, corresponding to the three steps of our review. For better traceability, we summarized this selection process in a PRISMA diagram²⁴ (Moher, Liberati, Tetzlaff, & Altman, 2009) (Fig. 1). A large dataset of abstracts (10,691) was selected to analyze recent trends (2005-2015) in sustainability assessments within multi-criteria methods. For the two subsequent steps, the time span was extended to all available years (1975-2005) to embrace a wider diversity of research; nonetheless, few records were published before 2005.

²⁴ The “PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) statement” includes a flow chart that maps out the number of records identified, selected for analysis and excluded. The general aim is to improve the reporting of systematic reviews and to help the reader identify bias in the selected materials.

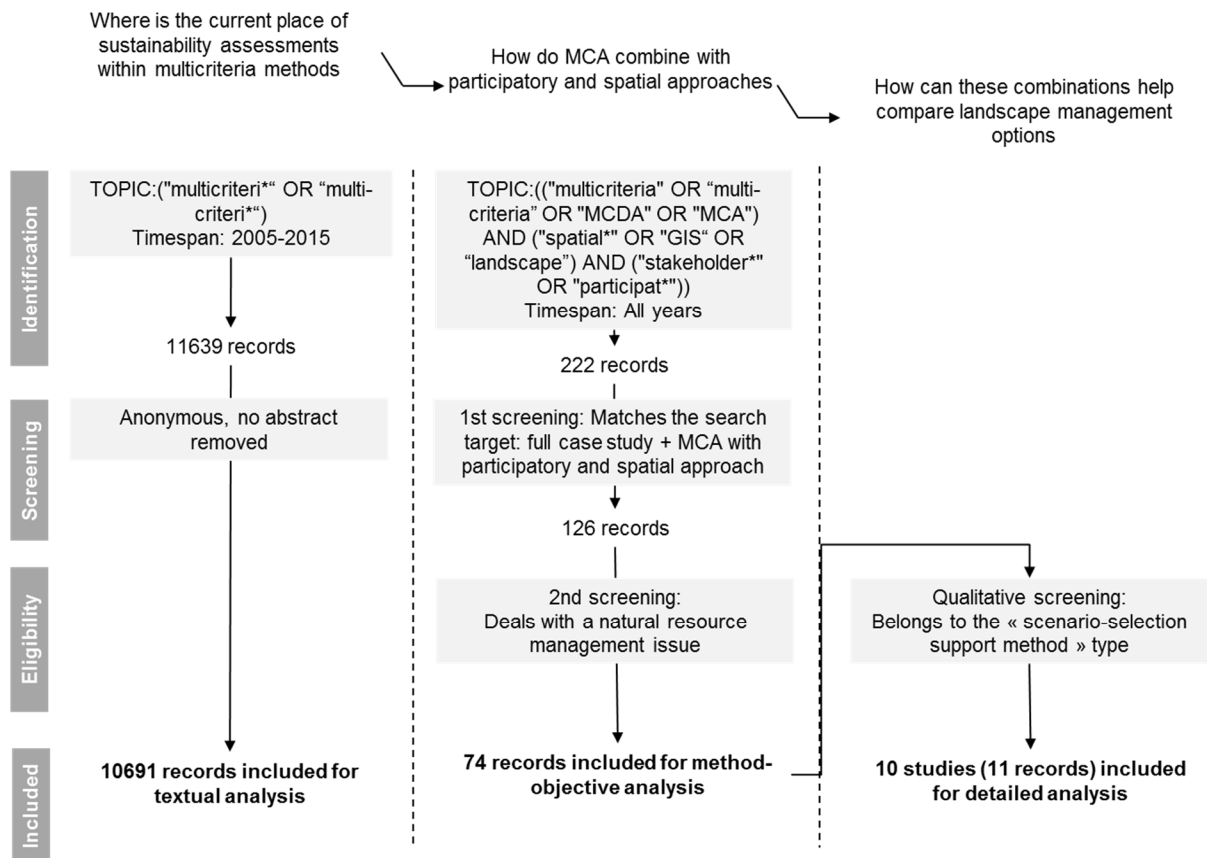


Fig. 1 PRISMA flow diagram for each objective addressed in the review (database searched in June 2015).

The three steps reflected in the PRISMA diagram are detailed in the three following subsections.

2.2. Step 1. Quantitative analysis of multi-criteria methods.

Lexicometric analysis compresses complex information contained in large numbers of texts. Reorganizing and classifying segments of texts and providing textual statistics promotes understanding of the meaning and context of use of utterances (Lebart, Salem, & Berry, 1998). We used this method to identify trends in the current use of multi-criteria methods throughout the observation of lexical similarities among abstracts.

We collected information that characterizes the heterogeneity of research referring to multi-criteria methods. We compiled the 10,691 abstracts we selected into a single textual corpus and used IRaMuTeQ software (Ratinaud & Marchand, 2012) to implement Reinert's method (Reinert, 1993) of textual clustering. This clustering technique proceeds from a contingency table showing the presence or absence of words (except pronouns, conjunctions, and some adjectives) in a given abstract. IRaMuTeQ clusters abstracts by performing descending

hierarchical classification iteratively: abstracts are divided into two significantly different groups (p -value < 0.05) according to the presence or absence of words, and then the cluster with the most abstracts is divided into two new significantly different groups, etc. Clustering stops when the number of clusters predefined by the analyst is reached or when the largest cluster contains no significantly different vocabulary. A chi-square test is then calculated for the classification of each word to assess the significance of the association between a word and a semantic class. This enabled us to obtain a broad view of multi-criteria methods and then identify subgroups relevant for analysis.

We also assessed the classification via correspondence analysis, in which variability in the vocabulary and its distribution among clusters (assessed as a chi-square value) is statistically explained by inertia. For each inertia factor, correspondence analysis provides a statistical basis for interpreting why certain clusters are similar to or different from others.

2.3. Step 2. Qualitative classification of multi-criteria assessments that use participatory and spatial approaches.

In the second step of our analysis, we emphasize the participatory and spatial approaches of MCA.

We collected research that links these three aspects (i.e., multi-criteria, spatialization, participation) through a database search and manual screening. “Spatialization” meant that alternatives and/or the assessment results had to be spatialized; “participation” meant that people other than the authors had to be involved at some stage of the research. We also removed all reviews, theoretical developments and studies that introduced a multi-criteria tool without applying it (even though they could provide interesting insights for interpretation). Among the 222 studies collected, 126 met those eligibility conditions, and among them 74 belonged to the field of natural resource management. The others referred to waste- or pollution-management issues, urban or infrastructure development and health.

We systematically read the abstracts of the 74 studies dealing with natural resource management, with a special focus on their objectives and methods; when necessary, we also read the studies’ methods sections. We focused more on the stages in which the inclusion of a spatial or participatory component to MCA adds to or modifies the way the method is developed. We summarized the most frequent method patterns according to their objective.

2.4. Step 3. Systematic qualitative analysis of case studies for scenario exploration.

To address our third objective, we analyzed a subset of the previous studies. We only investigated articles that developed a method for exploring landscape management alternatives and possibly selecting one of them. We ended up with 10 studies, some of them covered by more than one article. When necessary, we used additional articles referring to the same research project and contacted the corresponding author to clarify certain points or to obtain additional information.

Two types of characteristics were examined for each study. First, general characteristics of MCA were analyzed: the problem structure (i.e. alternatives, criteria, stakeholders and their judgments) and the decision analysis (the weighting system and the aggregation procedure used to produce the final evaluation of alternatives) (Kiker, Bridges, Varghese, Seager, & Linkov, 2005; Malczewski, 1999). Second, we investigated characteristics related to the landscape viewed as a spatialized SES, focusing on participation of multiple stakeholders (i), representation of multiple levels in the assessment(ii), consideration of spatial and temporal patterns and relationships (iii), and management of uncertainties (iv).

We created an analytical table (provided in the appendix) with columns referring to the 10 studies reviewed and rows featuring the characteristics of each case-study in terms of:

- general characteristics (objective, type of issue addressed, area)
- problem structure (definition of alternatives, criteria (and indicators), stakeholders, value judgments)
- decision rules (weighting, aggregation method)
- involvement of stakeholders (participants, stages with participation, differentiation between participant input, participatory settings)
- multi-level system (levels of assessment, upscaling methods)
- spatiotemporal patterns (knowledge sources for spatial data, accounting for spatial patterns (heterogeneity, distribution of values), use of visualization tools, accounting for temporal behavior)
- integration of uncertainties (sensitivity analysis, uncertainties in outcomes, uncertainties/inconsistencies in judgments, flexibility of tools)

This way of synthesizing information allowed us to identify trends and gaps in the ways landscape-management options are assessed with a multi-criteria approach.

3. Results and Discussion

3.1. Results of lexicometric analysis.

3.1.1. Main clusters of multi-criteria methods: the vocabulary of sustainability assessments

In the abstract corpus (10,691 records), we performed a three-cluster classification, which allowed 9,450 abstracts (88%) to be classified (Fig. 2). The most significant forms of words, tool-words excluded, define three distinct “lexical worlds”.

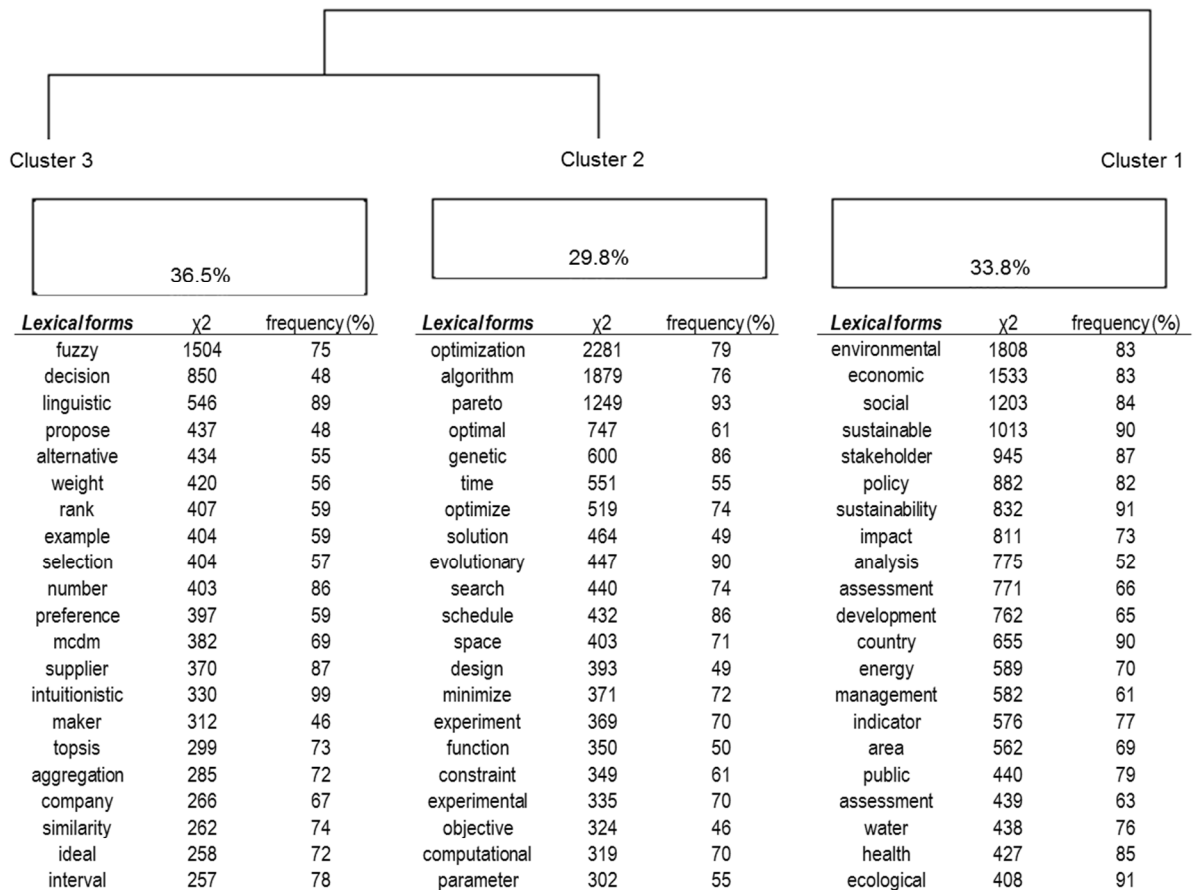


Fig. 2 Dendrogram resulting from descending classification of the abstract corpus, showing the 20 most significant lexical forms of each cluster. Frequency is the number of abstracts classed in a given cluster that contains at least one time a given word divided by the total number of abstracts. Chi-squared values assess the significance of the association between a given word form and a cluster (a chi-squared value of 3.84 corresponds to a probability of 5% that the association of a word to a certain category occurred randomly)

We identified a first cluster of abstracts (3,189 records, 34% of the total) with the most significant forms relating to:

- integrating economic, environmental, social and institutional issues (“environmental”, “economic”, “social”, “policy”, “public”)
- considering future consequences and uncertainties (“impact”, “assessment”, “options”, “management”, “potential”)

- engaging the public (“stakeholder”, “public”)

Gasparatos, El-Haram, & Homer (2008) depicted these different aspects as shared properties of sustainability assessments and added equity considerations (intra- and inter-generational) to this list. Equity considerations, however, are not directly reflected by the most significant words in the “sustainability assessment” cluster. The first word in this semantic field, “equity”, appears in 312th position (still significant for this cluster) because it occurs rarely. We conclude that social justice issues are, in most cases, absent from sustainability assessments based on a multi-criteria method. Sustainability remains mainly understood as the fulfilment of competing goals rather than a trajectory of change that reconfigures social interactions.

A second cluster of abstracts focuses on optimization problems (“optimization”, “Pareto”, “solution”, “design”, etc.) aiming at designing Pareto-optimal²⁵ solutions for a limited set of objectives and constraints (Linkov et al., 2006). Decision-analysis procedures (“decision”, “rank”, “selection”, “aggregation”) are grouped together in the last cluster of abstracts (cluster 3). Considering that no optimal solution can be found, a variety of procedures exist to rank/sort alternatives (Guitouni & Martel, 1998), each of them corresponding to a specific definition of what makes the best compromise (the closest from an ideal point, the one that is not outranked by others, etc.).

3.1.2. Rationales underlying MCA methods: the specificity of spatial approaches

We generated an additional classification to see how the sustainability assessment cluster would split up, adding two more successive phases of clustering. The abstract corpus was consequently divided into 5 classes (8,964 abstracts included in the new classification, ~84% of the corpus). We were then able to distinguish two new subgroups of abstracts: strategic business decision-making (within the “decision analysis” cluster, former cluster 3) and spatial approaches (within the “sustainability assessment” class), the latter being of special interest for our purpose. The “optimization problem” cluster, (former cluster 2) remained unaffected by this new classification. Projection on the two first axes of the correspondence analysis (Fig. 3), which summarize 69% of the total inertia, reveals that spatial assessments constitute both a marginal

²⁵ Resource allocation is considered optimal (*sensu* Pareto) when an increase in one objective cannot be achieved without worsening another objective. The total number of situations that satisfy the Pareto criterion forms a boundary limit from which no improvement can be made given the available resources. The existence of such a boundary assumes that objectives are perfectly substitutable.

(approx. 1/4 of the abstracts on sustainability assessments) and specific branch of sustainability-assessment approaches.

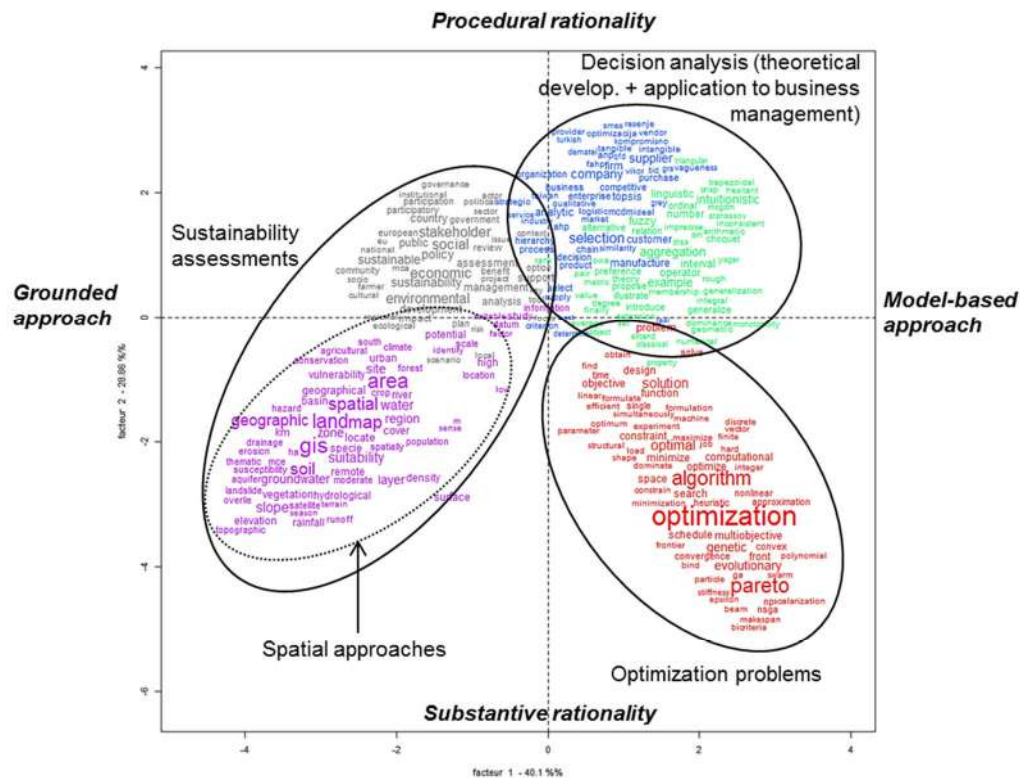


Fig. 3: Distribution of active forms along the two first axes of the correspondence analysis (5-class clustering). These axes do not separate the classes of decision analysis theories and their application to business management.

We interpret the two first factors as reflecting what is understood as a rational decision (axis 2, 29% of total variance) and what makes a scientifically-sound decision (axis 1, 40% of total variance).

The first axis differentiates multi-criteria methods that rely on grounded, contextualized information from those that mainly rely on mathematical equations to find a solution. By “grounded”, we mean that theory proceeds from the accumulation and analysis of place-based data. Since they seek to capture multiple indicators and multiple views, sustainability assessments imply such bottom-up view of science, providing they not only try to formulate ad-hoc solutions but also create new knowledge. The opposite pole of axis 1 represents another view of how science interacts with decision-making, in which there are “rules of nature” that can be formalized (by scientists) and then applied to any situation (e.g. to support decision-making). According to this view, generic models and algorithms are the elements that validate

the results obtained. Decision analysis, which focuses on finding the best compromise when no optimum solution exists, and optimization methods, which focus on finding solutions that maximize utility under a set of constraints, are two different methods that share the assumption that mathematical formalization is the best way to reach a valid solution.

Axis 2 reflects the opposition between substantive rationality and procedural rationality behind multi-criteria methods (Simon, 1976). Under a substantive rationality hypothesis, rational behaviors allow the fulfillment of a set of goals under a set of constraints (from the external environment, its perception, or internal characteristics of the decision maker). This realm assumes a “heroic” (Béjean, Midy, & Peyron, 1999) decision-maker who, according to Simon (1990): *“contemplates, in one comprehensive view, everything that lies before him. [...] He has reconciled or balanced all his conflicting partial values and synthesized them into a single utility function that orders, by his preference for them, all these future states of the world”*. This idea is clearly embedded in optimization procedures. However, the substantive rationality paradigm is also dominant in spatial assessments. The use of spatial data is thought to “empower the decision-maker” (Densham, 1991) by providing both more precise and more usable information. The environment (objective and subjective) is considered fixed and the coexistence of different value schemes and conflicting preferences not allowed.

In the realm of procedural rationality, behaviors are rational because they come from an appropriate individual deliberative process in the face of incomplete information, an unknown future, or shifting beliefs and values (Simon, 1976). Studies related to decision analysis, since they model uncertainty and the interaction of multiple views towards a compromise, typically assume a procedural rationality (extended from the individual to the group) (Garmendia & Gamboa, 2012; Munda, 2004). Sustainability assessments following a participatory approach (Fig. 3, upper-left corner) also fall in this category because deliberation is the pivotal process for integrating heterogeneous information and values (Vatn, 2005). Nonetheless, these approaches often fail to accommodate the evolutionary nature of preferences and the existence of non-utilitarian values (values that cannot be reflected in competing individual interests). Rather, they assume that one’s motivation can be captured in a unique order of preferences (Béjean et al., 1999). They therefore only partially fall under procedural rationality paradigm.

We have just demonstrated how two branches of sustainability assessment distinguish themselves. Though common in their place-based anchorage, sustainability assessments following a spatial approach and those following a participatory approach endorse

fundamentally different philosophies about what constitutes a good decision (the process or the availability of information) and the context under which a decision is to be taken (irreducible uncertainties and conflicting values or a well-defined decision space). Nonetheless, bridges between these two branches exist and are crucial if one wants to address multi-stakeholder landscape-level issues. We examine these bridges in the following section.

3.1. How MCA combines with participatory and spatial approaches. Synthesis of methods and objectives.

In this section, we present results of our qualitative analysis that classified studies using participatory and spatial approaches (Fig. 4). We distinguish three types of objectives, hence three types of methods: scenario-design support, scenario-selection support, and spatial assessment of real situations. The categories of both scenario-design support and scenario-selection support methods are future-oriented, leading to management recommendations. Method steps can be shared between real-world and future-oriented methods even when their objectives differ (prescriptive as opposed to descriptive). We found two studies (3 records) combining scenario-design support and scenario-selection support objectives (detailed in section 3.3.2).

Regarding the two families of future-oriented methods, their differences in objectives are reflected in different method steps (Fig. 5). Scenario-design support methods deal with a location or spatial allocation problem (van Herwijnen & Janssen, 2007): Which areas should be managed or preserved first (prioritization)? How best to allocate land-uses in the landscape (zoning/ mapping proposals)? Those questions refer respectively to multi-attribute or multi-objective problems. In the first case, every location is scored according to a set of attributes (van Herwijnen & Janssen, 2007). Then, value maps are overlaid and aggregated, generally with a weighted linear combination procedure (Malczewski, 2000), to define the best area(s) or rank sites for a given purpose. This method is also used for suitability assessments. In the second case, a set of goals are defined and multi-objective optimization algorithms produce land-use plans or spatially-explicit management proposals.

Conversely, scenario-selection support methods differentiate and often rank management alternatives based on their effects (impact assessment) and sometimes their implementation (generally cost, but sometimes applicability or flexibility; e.g. (Sahin & Mohamed, 2013)). A scenario can be evaluated and possibly selected according to both spatially-explicit and non-

spatial criteria. An aggregation procedure can be performed first on criteria (producing a landscape-level score for each criteria) or on alternatives (producing total performance maps) (see van Herwijnen, 1999, cited by van Herwijnen & Janssen, 2007), for different possible pathways).

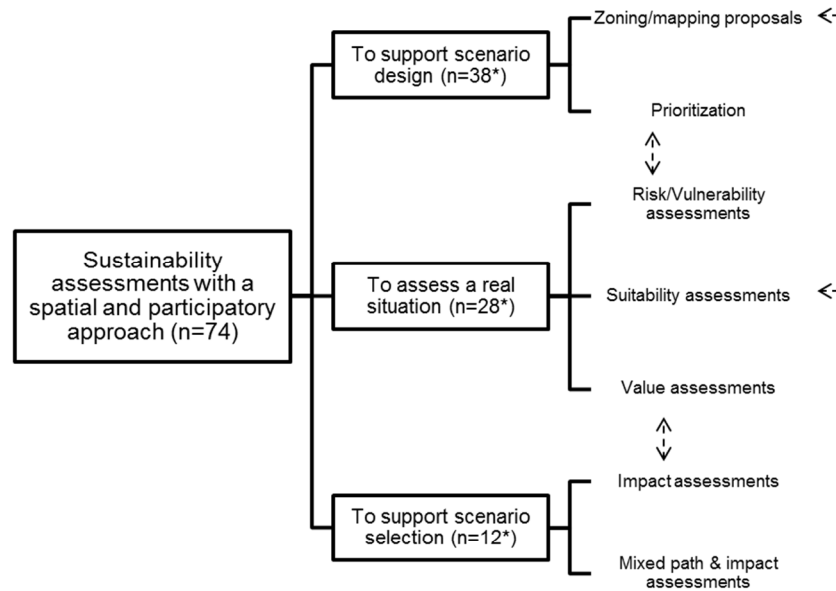
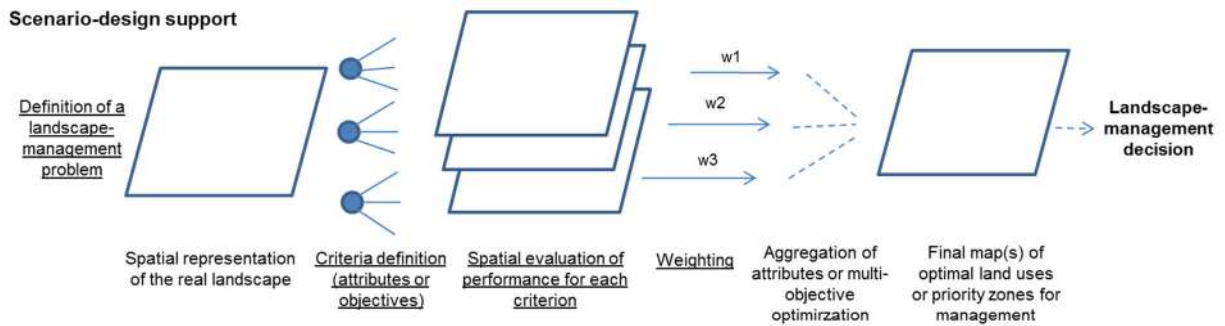


Fig. 4. Classification of sustainability assessment methods combining a participatory and spatial approach according to their general objective for decision-making (supporting scenario design, assessing a real situation and supporting scenario selection) and the type of results produced.

Double-headed arrows link categories that share similar method steps but differ in their objective.

* 4 records were assigned to 2 different categories.

Scenario-design support



Scenario-selection support

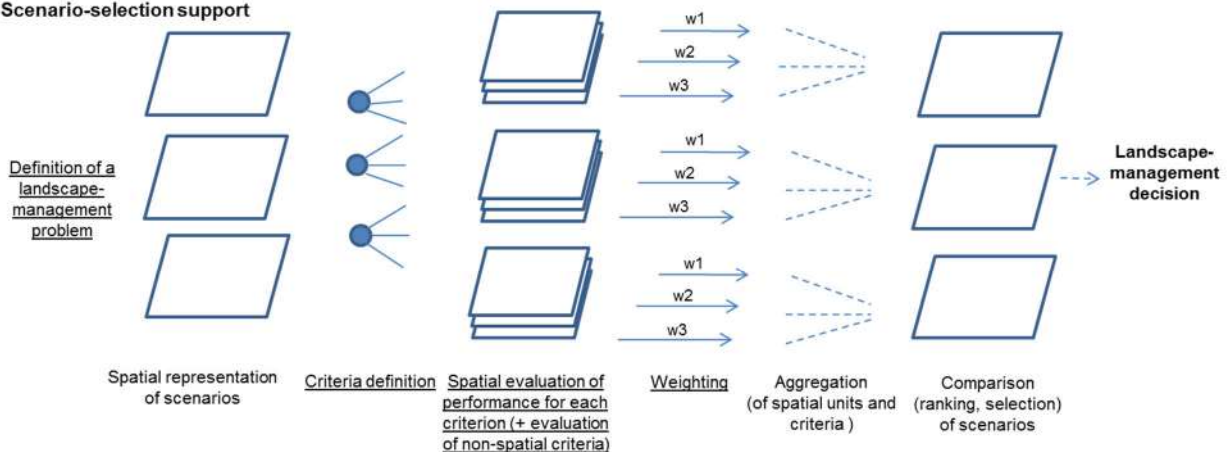


Fig. 5. Classic steps in scenario design support (top) and scenario selection support (bottom). Participatory settings were used at different stages (underlined in the figure) varying between studies. Spatial diagnosis methods follow the same steps though objectives differ. When the aim is to establish risk, vulnerability or suitability maps, method steps are similar to the ones of the "scenario-design support" method. For value assessment, the steps follow the "scenario-selection support" method except that the input landscape(s) is (are) real.

The involvement of non-academic participants, including local experts, can occur at different stages. In such cases, identified criteria and/or weighting are designed to reflect stakeholder preferences. The issues of how to select participants, how to elicit their preferences and how to combine them are the same for non-spatial evaluation (Garmendia & Gamboa, 2012; Hajkowicz & Collins, 2006; Reichert, Langhans, Lienert, & Schuwirth, 2015). Also, some criteria can be evaluated on a participatory basis when they integrate a sensible dimension (e.g. visual aspect (Sheppard & Meitner, 2005); risk perception (Raaijmakers, Krywkow, & van der Veen, 2008); place attachment (Newton et al., 2012; Nordström, Eriksson, & Ohman, 2011) or when the evaluation of performances relies on the statements of local experts (e.g. Arciniegas & Janssen, 2012).

Through this clarification exercise, we highlighted consistent patterns in scenario-design and scenario-selection methods. The way stakeholders are involved does not appear to differentiate methods. Stages with participation – and the extent of that participation – reflect the diversity of scientific postures in action-research, which is independent from the operational objective pursued. In contrast, the position of the MCA within the decision-making process and the

nature of criteria and values do distinguish scenario-design support from scenario-selection support. In the former, alternatives are generally not defined *a priori*, and the decision-making process is in its exploratory stage; also, criteria and values are necessarily spatially-explicit. In the latter, alternatives are established *a priori*. They can be realistic plans identified by managers (when the decision process is in an advanced stage) or contrasting images of the future created to support learning. With scenario-selection support methods, alternatives can be spatially-explicit or not (e.g. a normative change) and the assessment of alternatives can accommodate both spatially-explicit and non-spatial values. Assessment is therefore more comprehensive, which suits a holistic and integrative view of the landscape. Because of these possibilities, we focus on the potential of scenario-selection methods to compare landscape-management alternatives.

3.2. How MCA combining participatory and spatial approaches can help compare landscape-management alternatives. Detailed analysis of current practices.

3.2.1. Overview of selected studies

In our corpus, we found 11 studies (12 records) that implement a multi-criteria scenario-selection method at the landscape level, i.e. studies that use, at some stage, the input of non-academics to compare a set of landscape-management scenarios to highlight those best-suited (Table 1). The study of (Raaijmakers et al., 2008) was excluded as there was no integration between the stakeholder assessment of alternatives (not spatial) and the simulation of their impacts using a GIS-based model. The 10 remaining studies deal with land-use planning (4), ecosystem conservation (3), water management (2) and forest management (2).

Table 1. General description of selected studies (LU = land-use). Italics indicate studies with a “light” participatory approach. Additional articles used for the analysis are also mentioned.

Selected studies	Goal	Issue addressed	Geographic area
Ahrens and Kantelhardt, 2009	Assessing the impact of farming production options on landscape functions	Agricultural landscape planning	Bayerisches Donauried (Germany)
Arciniegas et al., 2011 Arciniegas and Janssen, 2012	Designing LU plans of increased quality	LU planning	Bodegraven Polder (Netherlands)
Chakroun et al., 2015	Assessing impacts of water-allocation alternatives on watershed sustainability	Water management	Ichkeul Basin (Tunisia)
Fürst et al., 2013 Fürst et al., 2010	Assessing effects of forest LU management on ecosystem services	Regional LU planning	Saxony (Germany)
Janssen et al., 2005 Goosen et al., 2007	Assessing impacts of alternative water-management regimes on ecological functions	Wetland ecological functioning	Wormer and Jisperveld fen meadow (Netherlands)
Linhoss et al., 2013	Selecting a management strategy for the Snowy Plover conservation	Species conservation and coastal conservation	Florida Gulf Coast (USA)
Manoli et al., 2005	Assessing possible water-management interventions	Water management	Paros Island (Greece)
Newton et al., 2012 (+ supporting information)	Assessing costs and benefits of alternative ecological network plans	Ecological restoration	River Frome watershed (United Kingdom)
Nordström et al., 2010 Nordström et al., 2011	Designing and assessing alternative forest-management plans	Strategic forest planning	Lycksele forest (Sweden)
Sheppard and Meitner, 2005 Sheppard et al., 2006	Reducing conflicts and assessing alternative forest-management plans	Sustainable forest management	Lemon Landscape Unit (Canada)

Our sample covers the gradient of research postures that characterizes integrated assessments (O. Barreteau, Bots, & Daniell, 2010; van Asselt & Rijkens-Klomp, 2002). Some of the studies we analyzed hence implemented a “lighter” participatory approach, corresponding to a situation of consultation or information (O. Barreteau et al., 2010). In these cases, stakeholders are only present at the very beginning of the process (associated with generating alternatives) or merely exist as assumed recipients/users of assessment results. They can also be absent but different values nonetheless considered through archetypical weighting schemes (in the case of Linhoss et al., 2013).

We identified two studies that combine scenario-selection and scenario-design approaches, and hence promote iteration for adaptive management. One (Nordström, Eriksson, & Öhman, 2010; Nordström et al., 2011) used a scenario-design approach to generate and select three

realistic but contrasting scenarios of forest management, which were consequently assessed. The other (Arciniegas & Janssen, 2012; Arciniegas, Janssen, & Omtzigt, 2011) followed the opposite approach: scenario assessment was used as an exploratory phase prior to generating land-use plans. Although they are rarely used jointly, scenario-design and scenario-selection methods are not mutually exclusive.

3.2.2. Results of qualitative analysis

Table 2 summarizes the options adopted in the case studies reviewed.

Table 2. Qualitative analysis of the multi-criteria structure and incorporation of landscape-management characteristics of the 10 selected case studies. Options in bold refer to the most frequently observed practice. def.: definition; AHP: analytic hierarchy process; MAUT: multi-attribute utility theory; CP: compromise programming; MCDA: multi-criteria decision analysis; SDSS: spatial decision support system.

MULTI-CRITERIA STRUCTURE	Alternative def.	<ul style="list-style-type: none"> Directly developed by researchers according to local issues (consultation of stakeholders, literature review, etc.) Developed by selected stakeholders or experts Exploration-Selection process (computer-aided, matrix of scenarios)
	Criteria def.	<ul style="list-style-type: none"> Defined by researchers (according to local issues) Based on a scientific reference framework (more or less adapted to a specific context) Defined by stakeholders in participatory settings (workshops, interviews)
	Indicator def.	<ul style="list-style-type: none"> Defined or specified (following consultation) by experts or researchers Defined by reference framework
	Stakeholder def.	<ul style="list-style-type: none"> Absence of a formalized method Snowball sampling, Stakeholder analysis followed by grouping and selection of participants
	Value judgment def.	<ul style="list-style-type: none"> Importance or perceived performance (scoring/allocation of 30 points) Preference (pairwise comparison)
DECISION RULES	Weighting systems	<ul style="list-style-type: none"> Average of scores (for all stakeholders or at the group level) No weights / Exploratory weights / Weighting schemes reflecting different focuses Group average score x Group importance score Market value (0 weight to non-marketable ecosystem services)
	Aggregation method	<ul style="list-style-type: none"> When value maps are produced: weighted summation or absence of aggregated results When assessment is not spatially-explicit : varied methods hypothesizing strong to weak compensation (AHP, MAUT, CP, Electre-II, Stochastic MCDA)
INVOLVEMENT OF STAKEHOLDERS	Participating stakeholders	10. Managers , Users of different types, Experts of different types, Representatives of interest groups, Farmers, Landowners
	Differentiation of stakeholder input	<ul style="list-style-type: none"> No Distinct role of different stakeholder groups Evaluation at the group level (through averaging)
	Stages with participation	<ul style="list-style-type: none"> Criteria def. and/or Alternative def. Assessment, Feedback, Selection of participants
	Participatory methods	Workshops , Interviews, Surveys/Inquiry
HIERARCHICAL ORGANIZATION	Levels of assessment	<ul style="list-style-type: none"> When assessment of criteria is spatially-explicit : basic units/compartments + Landscape/Region When assessment is not spatially-explicit : entire landscape/Region
	Upscaling/downscaling methods	<ul style="list-style-type: none"> Area-weighted aggregation of basic units' normalized performance Temporal aggregation according to statistical metrics Corrected spatial aggregation according to landscape metrics
SPATIAL & TEMPORAL PATTERNS	Knowledge sources of spatial data	<ul style="list-style-type: none"> Generic (from database) Local (expert opinion, field survey, online stakeholder survey) Simulation outputs
	Spatial distribution	<ul style="list-style-type: none"> No Qualitative analysis of value maps, Use of landscape metrics, Use of spatially-explicit metapopulation models
	Visualization tools	<ul style="list-style-type: none"> Value maps No Landscape visualization
	Temporal dynamics	<ul style="list-style-type: none"> No Statistical metrics describing temporal behavior
UNCERTAINTIES	Sensitivity analysis in MCA	<ul style="list-style-type: none"> No Varying weights, Exploration of the whole weight space, Varying aggregation methods,
	Uncertainties in outcome	<ul style="list-style-type: none"> No Assessment under varying futures
	Uncertainties in judgment	<ul style="list-style-type: none"> No Consistency ratio to eliminate inconsistent stakeholders Use of different methods to reveal preferences Stochastic MCDA allowing undefined weights
	Flexibility	<ul style="list-style-type: none"> No Possible modification in the SDSS, Use of interactive devices

(i) Multi-criteria structure

The case studies highlight typical limitations of MCAs in general (i.e. not specifically applied to landscape problems) about problem structuring. It is however acknowledged that the way in which problems are structured, including how to define alternatives or criteria, how to determine who is relevant and what legitimacy they have, how to elicit judgments and which decision rules to choose, is central to any MCA (Choo, Schoner, & Wedley, 1999; Garmendia & Gamboa, 2012; Guitouni & Martel, 1998; Munda, 2004; Vatn, 2009).

In the 10 studies we reviewed, alternatives and criteria are either developed by researchers or by a set of stakeholders. Specific reference frameworks (for ecosystem services, ecological functions or management standards) are sometimes used. In some cases, definition of alternatives is a central part of the assessment method and results from a formalized exploration-selection-specification process (in Fürst, Frank, Witt, Koschke, & Makeschin, 2013; Nordström et al., 2011). Often, but not always, criteria are translated into indicators (in other cases, this hierarchical structure is absent); definition of these indicators is managed by researchers and experts, without feedback from other participants.

The process for selecting the stakeholders included in the assessment is often not formally addressed. Two studies (Nordström et al., 2010; Sheppard & Meitner, 2005), which defined their study area as conflict-ridden (both around the issue of forest management), used stakeholder analysis to identify stakeholders and group them according to their assumed interests.

(ii) Weighting and aggregation

In 6 of the studies analyzed, criteria weights reflect stakeholder preferences. Individual elicitation of weights is preferred over collective deliberation, so that group-level values are actually the average of individual scores. The only case of using collective decision-making to derive weights was found in an expert workshop in Arciniegas & Janssen (2012). Generally, stakeholders are asked to score criteria according to their importance. In one study (Nordström et al., 2010), stakeholders were asked to state preferences using a pairwise comparison of criteria.

More originally, Newton et al. (2012) and Linhoss et al. (2013) used archetypical weighting systems to reflect different ethical positions but not any particular stakeholder preferences.

(Linhoss et al., 2013) produced weighting schemes for human-focused, bird-focused and mixed values, while (Newton et al., 2012) included a weighting scheme based on purely monetary valuation.

In all the other cases reviewed, authors chose to use equal weights or exploratory weights (weights are modified to determine how they influence the final ranking).

When value maps are produced as intermediate or final results of the assessment, weighted summing is the common aggregation method. Studies producing spatially-aggregated, spatially-implicit or non-spatial values to assess each criterion use different decision analysis possibilities. The majority of those procedures assume that values associated with criteria can compensate each other (compensatory procedures). Nonetheless, (Ahrenz & Kantelhardt, 2009) specifically address the question of compensability between criteria by comparing the outcomes of an additive model (multi-attribute utility theory) with those of an outranking model (Electre-II).

(iii) Interaction with stakeholders

In most of the studies we collected, stakeholders of different status and with different interests in the problem are considered and consulted during workshops. Interviews and surveys are other observed practices. Most commonly, participating stakeholders are managers (who are involved in the decision-making process) and representatives of interest groups (representing users – farmers, timber-harvesters, hunters, etc. – or a political view – environmentalists, bankers, community leaders, etc.); they are involved in the definition of criteria and/or alternatives. Though researchers generally assign them to a category of stakeholders, Ahrenz & Kantelhardt (2009) instead let each participant choose the group to which he/she belonged. A few studies introduce hierarchy among stakeholders, either by differentiating the stages when they intervene (e.g., in Arciniegas et al., 2011), “public” stakeholders explored and designed alternatives, researchers introduced criteria, and experts defined indicators and weights) or by determining importance coefficients (in Nordström et al., 2010), a steering group was established to define relevant stakeholder groups and their relative importance.

(iv) Multiple levels and spatio-temporal patterns

Consideration of the multi-level nature of the landscape system is generally simplified into a two-scale problem: elementary units and landscape/region. The study of (Ahrenz &

Kantelhardt, 2009) is an exception, as authors consider an intermediate level – the farm – to derive production responses and calculate socio-economic indicators. Nonetheless, results are produced at the landscape-level only.

In the spatially-explicit assessments we analyzed, basic units or compartments are defined according to their homogeneous functioning (Chakroun, Chabaane, & Benabdallah, 2015; Janssen et al., 2005; Manoli, Katsiardi, Arampatzis, & Assimacopoulos, 2005) or their use (Arciniegas & Janssen, 2012). Another option is to use a cell grid (Fürst, Nepveu, Pietzsch, & Makeschin, 2009; Newton et al., 2012). Those units constitute the resolution of the spatial assessment. Value maps are then generated, showing the distribution of performances in the entire landscape. Subsequent spatial aggregation consists of adding the value of all units (with their size as a coefficient when it is not uniform). Some authors acknowledge the limits of such additive aggregation. For instance, (Janssen et al., 2005) insist on the need to give disaggregated results to decision-makers, while (Fürst et al., 2013) “corrected” the results of spatial aggregation for two ecosystem services using landscape metrics²⁶. Limits of spatial aggregation can also be overcome through an overall evaluation: (Sheppard & Meitner, 2005) attempted to do so by asking stakeholders to directly assess semi-realistic landscape visualizations of competing alternatives.

Temporal patterns are conspicuous by their absence, with the notable exception of Manoli et al. (2005), who first spatially aggregated each criterion considered (e.g., cost, water availability) and then considered second-level criteria describing temporal behavior.

(v) Uncertainties

Finally, uncertainties are generally not considered. When they are, the most common practice is to perform a sensitivity analysis on the weighting systems, which reflect uncertainties in the preferences for each criteria (Chakroun et al., 2015; Janssen et al., 2005; Newton et al., 2012). (Linhoss et al., 2013) chose to use of a stochastic multi-criteria decision analysis in order to test a case of uninformed weights (the whole weighting space is explored and a rank acceptability index is calculated, describing the percentage of times one alternative ranks as “most-preferred”). Uncertainties about future changes are addressed in two studies (Linhoss et al.,

²⁶ Landscape metrics refer to measures or indices that consider the distribution of patches (or groups of patches) within a landscape mosaic. They can characterize either a landscape’s composition (e.g., abundance of forested patches, evenness of different patch types) or spatial configuration (e.g., measures of patch density, shape, or connectivity).

2013; Manoli et al., 2005), in which climate is considered the main driver of change. Uncertainties in judgment are addressed in the two studies that attempted to structure stakeholder participation in a conflict-ridden context (Nordström et al., 2010; Sheppard & Meitner, 2005) and in the study of (Linhoss et al., 2013) that uses a stochastic procedure. Another way to handle uncertainties is to design a flexible decision-support tool that allows modifications. Some tools are also user-friendly (e.g. the touchtable of Arciniegas & Janssen, 2009; Fürst et al., 2009). It is not clear, however, whether these tools can be modified by end-users.

3.3. Research gaps to fill to effectively address landscape-level management problems. Critical discussion of observed practices.

This systematic qualitative analysis enables us to identify and discuss several research gaps in the application of MCA methods to assess landscape management alternatives.

(i) Lack of attention to problem structuring

Problems observed in MCA in general are also found in our analysis. Among them, the lack of attention to problem structuring, which is crucial for establishing a shared platform for deliberation and effectively linking assessment to decision making, is striking (Boroushaki & Malczewski, 2010; Giampietro, 2003; Hajkowicz & Collins, 2006; Ramsey, 2009). This loophole is particularly prevalent in the generation of alternatives, selection of stakeholders, and definition of indicators.

The selection of stakeholders, alternatives, criteria and indicators constitute a “compression” of the information space (Giampietro, 2003) that conditions the quality of the MCA outcome. As shown by this literature review, alternatives and criteria are often defined with relatively little involvement of local stakeholders, although the conditions of their involvement are often not fully clarified or formalized. Institutional analysis – at worst to identify the diversity of interests and “legitimate” people to participate in the evaluation and at best to gain knowledge about their power relations – is a noteworthy method to justify the choices made about participants, scenarios and criteria (De Marchi et al., 2000; Munda, 2004; Xenarios & Tziritis, 2007). Also, if alternatives are used to expand the decision-space – i.e. alternatives represent contrasting images that stimulate stakeholders’ creativity – then formalized procedures (computer-assisted or not) that enable moving out of the classic set of “sketched” alternatives can be useful (Groot & Rossing, 2011).

Defining indicators related to criteria is commonly considered the task of researchers and experts, which is consistent with a positivist view of science. However, using MCA, especially in conjunction with participatory methods, should force researchers to endorse a post-normal paradigm for evaluating sustainability (Funtowicz & Ravetz, 1994). Following Le Bellec et al. (Le Bellec, Rajaud, Ozier-Lafontaine, Bockstaller, & Malezieux, 2012), we suggest that MCA would gain in quality – under a post-normal assumption – if stakeholders were involved in the design and validation of the indicator set. Also, if we acknowledge that a set of indicators reflects a specific way of organizing information (i.e. a specific view of the problem), then it modifies the status of indicators in MCA: indicators are not only “proxies” that provide a measurement of a criterion’s performance but are also objects for collective deliberation (Frame & O’Connor, 2011).

(ii) Mismatches in the use of aggregation procedures

Another recurrent problem with current practices is that common aggregation procedures (i.e. compensatory methods) are not consistent with the way value judgments are made or with sustainability issues characterized by incommensurabilities. The first problem that was repeatedly observed lies in the meaning of weights, which relates to the type of question stakeholders are asked (Choo et al., 1999). In most studies that integrate stakeholder preferences, stakeholders are asked to allocate points between criteria and then to score or rank them. Compensability is generally not addressed as such because scientists do not ask “By how many times is this more important?” or “How many units of one criteria would compensate for losing one unit of another?”, etc. (Choo et al., 1999; Garmendia & Gamboa, 2012). Nonetheless, compensatory methods are usually used to aggregate preferences. Participants could learn about the conceptual bases that distinguish, for instance, compensatory aggregation from outranking methods through the questions they answer. Therefore, defining a “good” question to elicit preferences could improve the general challenge of making the assessment process more transparent for and controllable by those involved in decision-making (Bell, Hobbs, Elliott, Ellis, & Robinson, 2001).

A second inconsistency lies in the idea that compensatory aggregation methods suit sustainability assessments. If we consider the question of sustainability under a “non-substitutability” hypothesis (strong sustainability, *sensu* Neumayer, 2003), then values of one criteria cannot compensate values of another criteria, which excludes compensatory aggregation. (Garmendia & Gamboa, 2012) and (Munda, 2004) suggest using outranking

methods to avoid this bias. (Ahrenz & Kantelhardt, 2009) tested one outranking method (Electre-II) and concluded that the transparency of the method is limited, so that the choice between compensatory and non-compensatory methods for landscape planning decisions should account for the context of the assessment. Likewise, the ordered weighted averaging aggregation method allows partial compensability among criteria. In a GIS environment, it has been used mainly for scenario-design support (e.g. prioritizing areas for forest conservation, (Averna Valente & Vettorazzi, 2008) adjusting forest-management plans, (Greene, Luther, Devillers, & Eddy, 2010). Nonetheless, its mathematical and computational sophistication (Aliyu & Ludin, 2015) seriously limits its use in participatory settings. This trade-off between transparency and integration of complexity should therefore be clearly addressed and discussed by scientists to justify their aggregation choices.

(iii) Lack of consideration of the potential of GIS to enhance deliberation

In sustainability assessments, MCA methods often aim to produce group or societal solutions (Borouhaki & Malczewski, 2010; Garmendia & Gamboa, 2012). In the studies selected, the “group” solutions achieved are intermediate positions between the preferences of the various stakeholders (e.g. a “compromise”, sensu Vodoz (1994). Preferences are considered immutable throughout the evaluation process, which can, at best, enhance the mutual understanding of participants. Only one of our 10 studies effectively links spatial evaluation to deliberation (Arciniegas & Janssen, 2012). In this study, maps not only provide a spatialized representation of performances, but are also intermediate objects for exchanging views (for analysis and negotiation). In the other studies, social learning remains understood as a “by-product” and not as a core process fundamentally attached to the evaluation activity.

We support the rehabilitation of deliberation in spatially-explicit evaluations, understood as an opportunity to dialogue, understand the position of others and eventually produce novel solutions underlying a change of view. Such a deliberative perspective reconnects spatial assessments with the philosophy of collaborative GIS (Borouhaki & Malczewski, 2010). Conditions to foster collective deliberation encompass: establishing inclusive platforms for exchanging views (considering the dominated actors and the silent mass of future generations), tracing the history of changes in the evaluation matrix, engaging reiterations, and analyzing the reasons that led to a group solution or impeded its emergence. This methodological posture suggests that the coupling of GIS tools with MCA should turn toward the former’s potential to

stimulate exploration, understanding and redefinition of the decision problem by those who are involved in the evaluation (Malczewski, 2006; Ramsey, 2009).

(iv) Forming stakeholder groups based on an *a priori* affiliation

Delineation of the stakeholder groups in the evaluation is crucial to allow for comparison of contrasting views. This task differs from the identification of knowledge-holders (to define indicators) and stakeholders (to choose diverse criteria and elicit judgments about them). The delineation of groups for comparing alternatives comes later, as a way to organize the diverse opinions previously explored and to identify possible alliances and conflicts. The common practice for forming groups that we observed (when groups are considered) is reliance on social and/or professional affiliation (e.g., farmers, environmentalists, water managers). However, it supposes that social and/or professional affiliation serves as a good proxy for value systems, i.e. value systems are considered homogenous within each social or professional group.

Leaning on other research works, we suggest alternative guidelines to form groups of participants and reflect the diversity of competing value systems. The first option is strategic: it consists in analyzing stakeholders' interests and relationships to identify "key" participants, e.g. participants who have a legitimate influence on the problem (e.g. De Marchi et al., 2000). In a landscape context, this option also supposes to make clear what scale of interest drives one's value judgments (Zia et al., 2011). A second option is to construct preferences archetypes as done in Ravier et al. (2015) from the statistical clustering of individual preference trees. The various preferences archetypes reflect the diversity of value systems without *a priori* assuming that these archetypes would coincide with socially instituted categorization. We believe this method is useful in conflict-prone situations, which are often encountered at the landscape level. A third option is to let participants define the group to which they belong, as done by Ahrenz & Kantelhardt (2009). This way, part of the structuring bias is transferred from researchers to the participants, which is more consistent with bottom-up approaches to multi-actor problems.

(v) Difficulty integrating multiple levels in assessments

Given the complex nature of landscapes, one must account for multiple levels in the assessment. At the landscape scale, two types of aggregation occur: vertical (among criteria, already well addressed by the MCA literature) and horizontal (across space, a core component of spatial analysis). Landscape-level MCAs mainly address the latter issue via spatially aggregative

methods, such as weighted linear combination, that are fully compensatory (i.e. increased performance at one location compensates for decreased performance at another location). However, the overall performance of a landscape management alternative cannot be reduced to the sum of performances of its spatial units at a given moment. Such additive aggregation to combine attribute maps ignores the existence of spatial relationships and patterns (Malczewski, 2000).

Two directions appear for reducing this gap. The first “corrects” the aggregation result by adding other evaluation techniques. This option is illustrated by (Fürst et al., 2013), who use landscape metrics to improve assessment of esthetic and biological integrity services. The second acknowledges that “gaps” between the multiple levels of assessment are irreducible; as a consequence, levels of assessment should be explicitly distinguished. Though formal methods exist to identify gaps between organizational levels (e.g. MuSIASEM, Giampietro et al., 2009), relying on management levels or stakeholders’ levels of interests can be more operational (see point iv). Using different criteria to assess different levels of the system could however undermine the consistency and intelligibility of the evaluation system. (López-Ridaura, Keulen, Ittersum, & Leffelaar, 2005) define disciplinary- and scale-independent criteria for sustainability assessments: productivity, stability, reliability, resilience and adaptability. This idea gave birth to the MESMIS framework (Astier, Garcia-Barrios, Galvan-Miyoshi, Gonzalez-Esquivel, & Masera, 2012), in which farm, community and regional sustainability are evaluated with the same set of criteria but with different indicators. Similarly, Manoli et al. (2005) use response properties (reliability, vulnerability, and resilience) to assess the temporal variability of management performances. These options offer a generic multi-level framework but are at odds with a bottom-up definition of criteria.

(vi) Uncertainties are under-considered

Finally, the question of uncertainties remains under-considered, or at best is reduced to a sensitivity analysis of the weighting systems and flexible support tools. We assert that sensitivity to scenarios of future change (Linhoss et al., 2013; Manoli et al., 2005), to resolution and spatial aggregation units (Malczewski, 2000), and to group delineation, among others, can enrich the deliberative process. Moreover, since judgments can change during the deliberative process, solutions to capture uncertainties may also lie in the participatory settings (Garmendia & Stagl, 2010) and the research posture (e.g. “co-design”, Barreteau et al., 2010). Specific mathematical procedures (e.g., fuzzy sets, stochastic methods) can help address the vague or fuzzy nature of

human judgments and information (Ascough, Maier, Ravalico, & Strudley, 2008; Geneletti, Beinat, Chung, Fabbri, & Scholten, 2003).

4. Conclusions

We critically examined the place of sustainability assessments within multi-criteria methods, trends in methods that combine a participatory and spatial approach, and current practices for assessing landscape-management alternatives through a systematic review of the literature, combining quantitative textual statistics from large datasets and qualitative analysis of specific research.

Drawing upon the results of textual statistics, we suggest that conceptual assumptions constitute the primary discriminating element of multi-criteria methods and that methodological elements should be both adapted to those conceptual bases (i.e. the nature of the problem tackled), as well as operational questions (i.e. the decision context). We offer insight into multi-criteria methods that differ from the classic multi-attribute/multi-objective typology or aggregation procedures. We consider the dichotomies of substantive/procedural rationality and grounded/positivist scientific legitimacy to explain the diversity of methods and approaches. In this respect, though both are grounded in real-life problems, spatial sustainability assessments and participatory sustainability assessments differ in what they consider a “rational” decision-process. Spatial assessments focus on accumulating as much information as possible to provide manager(s) with “all the elements” to make a substantively rational decision. In contrast, participatory approaches recognize deliberation as the principal justification of results. Consequently, cross-approaches are not so common.

When attempting to classify participatory spatial MCA methods, we noted that to assess a real situation, support design of a management alternative or accompany selection of an alternative, a wide variety of research postures towards society can be adopted. Unlike treatment of the participatory aspect, treatment of the spatial aspect depends to some extent on the MCA goal. For landscape-management issues, the method chosen should capture the diverse ways people relate to spaces and locations. Scenario-selection methods have the greatest potential to accommodate spatially-explicit, spatially-implicit, place-specific, overall visual and non-spatial values. However, putting this into practice in a consistent and feasible way remains in an embryonic stage in the literature. The choice of participants, criteria, indicators and competing alternatives can also support the integration of diverse spatial values and multiple interest levels. Several initiatives for problem structuring could be formalized to better address the

spatiality of problems. As a result, current cases of landscape-level MCAs resemble “patchworks” of different methods with distinct underlying hypotheses.

The main unaddressed issue of landscape-level MCAs is strikingly the question of distribution and heterogeneity. How are benefits distributed in space, time, and between social actors? How do spatial patterns and temporal behavior influence the overall “performance” of a management alternative? These questions remain under-considered. It is implicitly assumed that increased overall value is desirable, irrespective of social or spatial justice issues. Similarly, most studies assume that the performance and acceptability of a management alternative only depends on the total extent of each land cover or land-use type, irrespective of its shape, location, or configuration. Assessments are grounded in a weak conception of sustainability and a reductionist view of the landscape. While MCAs provide formal methods to overcome problems of vertical aggregation (how to aggregate results for different criteria), horizontal aggregation (how to aggregate results from different locations) is rarely considered. In addition, although (or maybe because) more complex aggregation algorithms exist, they are not accessible or transparent to the wider public. Other important aspects of MCA for landscape-management issues remain under-investigated: how stakeholders are involved, the group values produced, the maps and other spatial representations valued, and the uncertainties addressed.

To conclude, we emphasize that MCA at the landscape-level do not succeed in addressing the joint issues of spatiality and multiple views, and thus has important scientific loopholes to close. MCA is nonetheless a promising method to structure landscape problems, to explore management options and to foster social learning. Even with these objectives, it is necessary to reveal biases and ethical positions implicitly assumed in the assessment process.

Acknowledgements

This review is part of a PhD research funded by the French Ministry of Higher Education and Research. We warmly thank two anonymous reviewers whose comments helped improve and clarify this manuscript.

References

- Ahrenz, H., Kantelhardt, J., 2009. Accounting for farmers' production responses to environmental restrictions within landscape planning. *Land Use Policy* 26, 925–934. doi:10.1016/j.landusepol.2008.11.003
- Alessa, L., Kliskey, A., Brown, G., 2008. Social–ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social–ecological space. *Landsc. Urban Plan.* 85, 27–39. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.09.007
- Aliyu, M., Ludin, A.N.B.M., 2015. A Review of Spatial Multi Criteria Analysis (SMCA) Methods for Sustainable Land Use Planning (SLUP). *planning 2*.
- Allan, C., Curtis, A., 2003. Learning to implement adaptive management. *Nat. Resour. Manag.* 6, 25–30.
- Allen, C.R., Fontaine, J.J., Pope, K.L., Garmestani, A.S., 2011. Adaptive management for a turbulent future. *J. Environ. Manage.*, 92, 1339–1345. doi:10.1016/j.jenvman.2010.11.019
- Anderies, J.M., Janssen, M.A., Ostrom, E., 2004. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Ecol. Soc.* 9, 18.
- Antrop, M., 2005. Why landscapes of the past are important for the future. *Landsc. Urban Plan.*, Rural Landscapes: past processes and future strategies 70, 21–34. doi:10.1016/j.landurbplan.2003.10.002
- Antrop, M., 2000. Background concepts for integrated landscape analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77, 17–28. doi:10.1016/S0167-8809(99)00089-4
- Arciniegas, G., Janssen, R., 2012. Spatial decision support for collaborative land use planning workshops. *Landsc. Urban Plan.* 107, 332–342. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.06.004
- Arciniegas, G., Janssen, R., Omtzigt, N., 2011. Map-based multicriteria analysis to support interactive land use allocation. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 25, 1931–1947. doi:10.1080/13658816.2011.556118
- Arciniegas, G.A., Janssen, R., 2009. Using a touch table to support participatory land use planning. 18th World Imacs Congr. Modsim09 Int. Congr. Model. Simul. Interfacing Model. Simul. Math. Comput. Sci. 2206–2212.

- Ascough, J.C., Maier, H.R., Ravalico, J.K., Strudley, M.W., 2008. Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecol. Model.* 219, 383–399. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.07.015
- Astier, M., Garcia-Barrios, L., Galvan-Miyoshi, Y., Gonzalez-Esquivel, C.E., Masera, O.R., 2012. Assessing the Sustainability of Small Farmer Natural Resource Management Systems. A Critical Analysis of the MESMIS Program (1995-2010). *Ecol. Soc.* 17, 25. doi:10.5751/ES-04910-170325
- Averna Valente, R. de O., Vettorazzi, C.A., 2008. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. *For. Ecol. Manag.* 256, 1408–1417. doi:10.1016/j.foreco.2008.07.006
- Barreteau, O., Bots, P., Daniell, K., 2010. A Framework for Clarifying Participation in Participatory Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. *Ecol. Soc.* 15, 22 p.
- Bastian, O., 2001. Landscape Ecology – towards a unified discipline? *Landsc. Ecol.* 16, 757–766. doi:10.1023/A:1014412915534
- Bejean, S., Midy, F., Peyron, C., 1999. La rationalité simonienne: Interprétations et enjeux épistémologiques (LATEC - Document de travail - Economie (1991-2003) No. 1999–14).
- Bell, M.L., Hobbs, B.F., Elliott, E.M., Ellis, H., Robinson, Z., 2001. An evaluation of multi-criteria methods in integrated assessment of climate policy. *J. Multi-Criteria Decis. Anal.* 10, 229–256. doi:10.1002/mcda.305
- Benoît, M., Rizzo, D., Marraccini, E., Moonen, A.C., Galli, M., Lardon, S., Rapey, H., Thenail, C., Bonari, E., 2012. Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landsc. Ecol.* 27, 1385–1394. doi:10.1007/s10980-012-9802-8
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2002. *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press.
- Berkes, F., Folke, C., Colding, J., 2000. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press.
- Bhave, A.G., Mishra, A., Raghuwanshi, N.S., 2014. A combined bottom-up and top-down approach for assessment of climate change adaptation options. *J. Hydrol.* 518, 150–161. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.08.039

- Boroushaki, S., Malczewski, J., 2010. Measuring consensus for collaborative decision-making: A GIS-based approach. *Comput. Environ. Urban Syst.* 34, 322–332. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2010.02.006
- Chakroun, H., Chabaane, Z.L., Benabdallah, S., 2015. Concept and prototype of a spatial decision support system for integrated water management applied to Ichkeul Basin, Tunisia. *Water Environ. J.* 29, 169–179. doi:10.1111/wej.12095
- Choo, E.U., Schoner, B., Wedley, W.C., 1999. Interpretation of criteria weights in multicriteria decision making. *Comput. Ind. Eng.* 37, 527–541.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., others, 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecol. Econ.* 25, 67–72.
- Cumming, G.S., 2011. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landsc. Ecol.* 26, 899–909. doi:10.1007/s10980-011-9623-1
- Cumming, G.S., Olsson, P., Chapin, F.S., Holling, C.S., 2012. Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landsc. Ecol.* 28, 1139–1150. doi:10.1007/s10980-012-9725-4
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S., Munda, G., 2000. Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecol. Econ.* 34, 267–282. doi:10.1016/S0921-8009(00)00162-2
- Densham, P.J., 1991. Spatial decision support systems. *Geogr. Inf. Syst. Princ. Appl.* 1, 403–412.
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., Walker, B., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *AMBIO J. Hum. Environ.* 31, 437–440. doi:10.1579/0044-7447-31.5.437
- Frame, B., Brown, J., 2008. Developing post-normal technologies for sustainability. *Ecol. Econ.* 65, 225–241. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.11.010
- Frame, B., O'Connor, M., 2011. Integrating valuation and deliberation: the purposes of sustainability assessment. *Environ. Sci. Policy* 14, 1–10. doi:10.1016/j.envsci.2010.10.009

- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecol. Econ.* 10, 197–207. doi:10.1016/0921-8009(94)90108-2
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Springer Science & Business Media.
- Fürst, C., Frank, S., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F., 2013. Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale. *J. Environ. Manage.*, Integrated land-use and regional resource management – A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources 127, Supplement, S96–S116. doi:10.1016/j.jenvman.2012.09.020
- Fürst, C., Nepveu, G., Pietzsch, K., Makeschin, F., 2009. Pimp your Landscape: a software application for interactive landscape management - potential and limitations. *Rev. For. Francaise* 61, 21–36.
- Garmendia, E., Gamboa, G., 2012. Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: A case study on sustainable natural resource management. *Ecol. Econ., The Economics of Degrowth* 84, 110–120. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.09.004
- Garmendia, E., Stagl, S., 2010. Public participation for sustainability and social learning: Concepts and lessons from three case studies in Europe. *Ecol. Econ.* 69, 1712–1722. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.03.027
- Gasparatos, A., El-Haram, M., Homer, M., 2008. Critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environ. Impact Assess. Rev.* 28, 286–311. doi:10.1016/j.eiar.2007.09.002
- Geneletti, D., Beinat, E., Chung, C.F., Fabbri, A.G., Scholten, H.J., 2003. Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. *Environ. Impact Assess. Rev.* 23, 471–487.
- Giampietro, M., 2003. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press.
- Giampietro, M., Mayumi, K., Ramos-Martin, J., 2009. Multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism (MuSIASEM): Theoretical concepts and basic rationale. *Energy, WESC 2006 Advances in Energy Studies 6th World Energy System Conference 5th workshop on Advances, Innovation and Visions in Energy and Energy-related Environmental and Socio-Economic Issues* 34, 313–322. doi:10.1016/j.energy.2008.07.020

- Gibson, C.C., Ostrom, E., Ahn, T.K., 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecol. Econ.* 32, 217–239. doi:10.1016/S0921-8009(99)00092-0
- Gómez-Sal, A., Belmontes, J.-A., Nicolau, J.-M., 2003. Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model. *Ecol. Model., Landscape Theory and Landscape Modelling* 168, 319–341. doi:10.1016/S0304-3800(03)00144-3
- Greene, R., Luther, J.E., Devillers, R., Eddy, B., 2010. An approach to GIS-based multiple criteria decision analysis that integrates exploration and evaluation phases: Case study in a forest-dominated landscape. *For. Ecol. Manag.* 260, 2102–2114. doi:10.1016/j.foreco.2010.08.052
- Groot, J.C.J., Rossing, W.A.H., 2011. Model-aided learning for adaptive management of natural resources: an evolutionary design perspective. *Methods Ecol. Evol.* 2, 643–650. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00114.x
- Guitouni, A., Martel, J.-M., 1998. Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method. *Eur. J. Oper. Res.* 109, 501–521. doi:10.1016/S0377-2217(98)00073-3
- Hajkowicz, S., Collins, K., 2006. A Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management. *Water Resour. Manag.* 21, 1553–1566. doi:10.1007/s11269-006-9112-5
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 57, 209–228. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.04.005
- Holling, C. s., Meffe, G.K., 1996. Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management. *Conserv. Biol.* 10, 328–337. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10020328.x
- Holling, C.S., 2001. Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems. *Ecosystems* 4, 390–405. doi:10.1007/s10021-001-0101-5
- Hunziker, M., Felber, P., Gehring, K., Buchecker, M., Bauer, N., Kienast, F., 2008. Evaluation of Landscape Change by Different Social Groups. *Mt. Res. Dev.* 28, 140–147. doi:10.1659/mrd.0952

- Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M.L., Verhoeven, J.T.A., Omtzigt, A.Q.A., Maltby, E., 2005. Decision support for integrated wetland management. *Environ. Model. Softw.* 20, 215–229. doi:10.1016/j.envsoft.2003.12.020
- Kallis, G., Norgaard, R.B., 2010. Coevolutionary ecological economics. *Ecol. Econ.*, Special Section: Coevolutionary Ecological Economics: Theory and Applications 69, 690–699. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.09.017
- Kiker, G.A., Bridges, T.S., Varghese, A., Seager, P.T.P., Linkov, I., 2005. Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 1, 95–108. doi:10.1897/IEAM_2004a-015.1
- Kinzig, A.P., Ryan, P.A., Etienne, M., Allison, H.E., Elmqvist, T., Walker, B.H., 2006. Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecol. Soc.* 11.
- Le Bellec, F., Rajaud, A., Ozier-Lafontaine, H., Bockstaller, C., Malezieux, E., 2012. Evidence for farmers' active involvement in co-designing citrus cropping systems using an improved participatory method. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 703–714. doi:10.1007/s13593-011-0070-9
- Lebart, L., Salem, A., Berry, L., 1998. *Exploring Textual Data, Text, Speech and Language Technology*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Linhoss, A.C., Kiker, G.A., Aiello-Lammens, M.E., Chu-Agor, M.L., Convertino, M., Muñoz-Carpena, R., Fischer, R., Linkov, I., 2013. Decision analysis for species preservation under sea-level rise. *Ecol. Model.* 263, 264–272. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.05.014
- Linkov, I., Bridges, T., Creutzig, F., Decker, J., Fox-Lent, C., Kröger, W., Lambert, J.H., Levermann, A., Montreuil, B., Nathwani, J., others, 2014. Changing the resilience paradigm. *Nat. Clim. Change* 4, 407–409.
- Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G.A., Bridges, T.S., Benjamin, S.L., Belluck, D.A., 2006. From optimization to adaptation: Shifting paradigms in environmental management and their application to remedial decisions. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2, 92–98. doi:10.1002/ieam.5630020116
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 317, 1513–1516. doi:10.1126/science.1144004

- López-Ridaura, S., Keulen, H.V., Ittersum, M.K. van, Leffelaar, P.A., 2005. Multiscale Methodological Framework to Derive Criteria and Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant Natural Resource Management Systems. *Environ. Dev. Sustain.* 7, 51–69. doi:10.1007/s10668-003-6976-x
- Malczewski, J., 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 20, 703–726. doi:10.1080/13658810600661508
- Malczewski, J., 2000. On the use of weighted linear combination method in GIS: common and best practice approaches. *Trans. GIS* 4, 5–22.
- Malczewski, J., 1999. *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons.
- Malczewski, J., Rinner, C., 2015. *Multicriteria decision analysis in geographic information science*. Springer.
- Manoli, E., Katsiardi, P., Arampatzis, G., Assimacopoulos, D., 2005. Comprehensive water management scenarios for strategic planning, in: Lekkas, T.D. (Ed.), *Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Vol A - Oral Presentations, Pts A and B*. pp. A913–A920.
- Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecol. Econ.* 26, 277–286. doi:10.1016/S0921-8009(97)00120-1
- McFadden, D., 1994. Contingent valuation and social choice. *Am. J. Agric. Econ.* 76, 689–708.
- Munda, G., 2004. Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. *Eur. J. Oper. Res.* 158, 662–677. doi:10.1016/S0377-2217(03)00369-2
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P., 1994. Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecol. Econ.* 10, 97–112.
- Naveh, Z., 2000. What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landsc. Urban Plan.* 50, 7–26. doi:10.1016/S0169-2046(00)00077-3
- Neumayer, E., 2003. *Weak Versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*. Edward Elgar Publishing.
- Newton, A.C., Hodder, K., Cantarello, E., Perrella, L., Birch, J.C., Robins, J., Douglas, S., Moody, C., Cordingley, J., 2012. Cost-benefit analysis of ecological networks assessed through

spatial analysis of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* 49, 571–580. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02140.x

Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M.S., Viaud, V., Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *J. Clean. Prod.* 112, Part 4, 2472–2484. doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.138

Nordstrom, E.-M., Eriksson, L.O., Ohman, K., 2011. Multiple Criteria Decision Analysis with Consideration to Place-specific Values in Participatory Forest Planning. *Silva Fenn.* 45, 253–265. doi:10.14214/sf.116

Nordström, E.-M., Eriksson, L.O., Öhman, K., 2010. Integrating multiple criteria decision analysis in participatory forest planning: Experience from a case study in northern Sweden. *For. Policy Econ.* 12, 562–574. doi:10.1016/j.forpol.2010.07.006

Olsson, P., Gunderson, L.H., Carpenter, S.R., Ryan, P., Lebel, L., Folke, C., Holling, C.S., 2006. Shooting the rapids: navigating transitions to adaptive governance of social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 11, 18.

Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419–422. doi:10.1126/science.1172133

Pedroli, B., Pinto-Correia, T., Cornish, P., 2006. Landscape – What’s in it? Trends in European Landscape Science and Priority Themes for Concerted Research. *Landsc. Ecol.* 21, 421–430. doi:10.1007/s10980-005-5204-5

Plummer, R., 2009. The adaptive co-management process: an initial synthesis of representative models and influential variables. *Ecol. Soc.* 14, 24.

Raaijmakers, R., Krywkow, J., van der Veen, A., 2008. Flood risk perceptions and spatial multi-criteria analysis: an exploratory research for hazard mitigation. *Nat. Hazards* 46, 307–322. doi:10.1007/s11069-007-9189-z

Ramsey, K., 2009. GIS, modeling, and politics: On the tensions of collaborative decision support. *J. Environ. Manage., Collaborative GIS for spatial decision support and visualization* 90, 1972–1980. doi:10.1016/j.jenvman.2007.08.029

- Ratinaud, P., Marchand, P., 2012. Application de la méthode ALCESTE à de «gros» corpus et stabilité des «mondes lexicaux»: analyse du «CableGate» avec IRaMuTeQ. Actes 11e Journ. Int. Anal. Stat. Données Textuelles JADT 2012.
- Ravier, C., Prost, L., Jeuffroy, M.-H., Wezel, A., Paravano, L., Reau, R., 2015. Multi-criteria and multi-stakeholder assessment of cropping systems for a result-oriented water quality preservation action programme. *Land Use Policy* 42, 131–140. doi:10.1016/j.landusepol.2014.07.006
- Reichert, P., Langhans, S.D., Lienert, J., Schuwirth, N., 2015. The conceptual foundation of environmental decision support. *J. Environ. Manage.* 154, 316–332. doi:10.1016/j.jenvman.2015.01.053
- Reinert, M., 1993. Les “mondes lexicaux” et leur “logique” à travers l’analyse statistique d’un corpus de récits de cauchemars.” *Lang. Société* 66, 5–39. doi:10.3406/lsoc.1993.2632
- Sahin, O., Mohamed, S., 2013. A spatial temporal decision framework for adaptation to sea level rise. *Environ. Model. Softw.* 46, 129–141. doi:10.1016/j.envsoft.2013.03.004
- Sheppard, S.R.J., Meitner, M., 2005. Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. *For. Ecol. Manag., Decision Support in Multi Purpose Forestry* Selected papers from the symposium on “Development and Application of Decision Support Tools in Multiple Purpose Forest Management” 207, 171–187. doi:10.1016/j.foreco.2004.10.032
- Simon, H.A., 1990. Alternative visions of rationality, in: Moser, P.K. (Ed.), *Rationality in Action: Contemporary Approaches*. Cambridge University Press, pp. 189–204.
- Simon, H.A., 1976. From substantive to procedural rationality, in: Kastelein, T.J., Kuipers, S.K., Nijenhuis, W.A., Wagenaar, G.R. (Eds.), *25 Years of Economic Theory*. Springer US, pp. 65–86.
- Swedeen, P., 2006. Post-normal science in practice: A Q study of the potential for sustainable forestry in Washington State, USA. *Ecol. Econ.* 57, 190–208. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.04.003
- van Asselt, M., Rijkens-Klomp, N., 2002. A look in the mirror: reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective. *Glob. Environ. Change* 12, 167–184. doi:10.1016/S0959-3780(02)00012-2

- van Herwijnen, M., Janssen, R., 2007. The use of multi-criteria evaluation in spatial policy, in: Asian Conference on Remote Sensing. Kuala Lumpur.
- Vatn, A., 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecol. Econ.* 68, 2207–2215. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.04.005
- Vatn, A., 2005. *Institutions and the Environment*. Edward Elgar Publishing.
- Vodoz, L., 1994. La prise de décision par consensus: pourquoi, comment, à quelles conditions. *Environ. Société* 13, 57–66.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecol. Soc.* 9, 5.
- Wilson, J., Low, B., Costanza, R., Ostrom, E., 1999. Scale misperceptions and the spatial dynamics of a social–ecological system. *Ecol. Econ.* 31, 243–257. doi:10.1016/S0921-8009(99)00082-8
- Wu, J. (Jingle), 2006. *Landscape Ecology, Cross-disciplinarity, and Sustainability Science*. *Landsc. Ecol.* 21, 1–4. doi:10.1007/s10980-006-7195-2
- Xenarios, S., Tziritis, I., 2007. Improving pluralism in Multi Criteria Decision Aid approach through Focus Group technique and Content Analysis. *Ecol. Econ.* 62, 692–703. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.08.017
- Zia, A., Hirsch, P., Songorwa, A., Mutekanga, D.R., O'Connor, S., McShane, T., Brosius, P., Norton, B., 2011. Cross-Scale Value Trade-Offs in Managing Social-Ecological Systems: The Politics of Scale in Ruaha National Park, Tanzania. *Ecol. Soc.* 16. doi:10.5751/ES-04375-160407

Annexe 2

Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: descriptive and normative claims

Allain, S.¹, Plumecocq, G.¹, Leenhardt, D.¹

¹AGIR, Toulouse University, INRA, INPT, INP-EI Purpan, BP 52627, F-31326
Castanet-Tolosan Cedex, France

Corresponding author : sandrine.allain@inra.fr

Abstract

Indicators are widely used in sustainability assessments. They serve both a descriptive function (i.e., assessing a situation or effects of potential changes) and a normative function (i.e., allowing the expression of value judgments). These functions are usually considered when identifying and using indicators. However, processes such as formalization, estimation, and customization are needed to produce tangible indicators. These processes and their influence on sustainability assessments are studied less often. We focus on spatial aggregation, a specific type of customization commonly used for landscape-scale and regional assessments. Using a database with 146 indicator profiles for water management, we investigated reasons for spatial aggregation choices, i.e. whether indicators based on spatially-explicit data are aggregated while under development or are provided to users in a disaggregated form. Although the literature assigns a descriptive function to spatial aggregation, our database shows that reasons underlying aggregation choices are more diverse. These reasons include highlighting differences, fitting to the scale of a process, fitting to criteria, recognizing a lack of knowledge, expressing social rationality, contextualizing information, and allowing different interpretations of the same indicator. Some of these reasons reflect the choice to expand or reduce the range of potential uses of an indicator, and therefore the potential for different viewpoints to confront each other. Hence, normative claims combine with descriptive claims when aggregating indicators, and even more so when customizing them. In general, the form of indicators merits more attention in the practice and theory of sustainability assessments.

Highlights :

- Indicators are viewed as objects to describe and debate a situation.
- Indicators result from different information processes that are sometimes “hidden”.
- The process of spatial aggregation is investigated.
- Spatial aggregation choices provide a degree of leeway in interpreting indicators.
- Choices illustrate tension between the need for consistency and that for diversity.

1. Introduction

Sustainable management of natural resources requires governance that considers long-term dynamics and the spatial scale of the resource managed and that allows different actors to participate in the decision-making process. Sustainability assessments combine tools that can assist decision-makers in this task (Ness, Urbel-Piirsalu, Anderberg, & Olsson, 2007). Most sustainability assessment tools require indicators, which can be used to assess a situation and measure progress towards sustainable development (Pires et al., 2017; Singh, Murty, Gupta, & Dikshit, 2012; Smeets, Weterings, & voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk, 1999) or are embedded in prospective methods to assess scenarios involving change or policy options (Leenhardt et al., 2012; Singh et al., 2012).

Several guidelines and methods exist to identify relevant sets of indicators for sustainability assessments (Alkan Olsson et al., 2009; Bockstaller et al., 2009; Kurka & Blackwood, 2013; Reed et al., 2006; Valentin & Spangenberg, 2000), and the variety of methods reflects the diversity of contexts in which indicators are used. For instance, within “governance contexts” (Hezri & Dovers, 2006), in which people outside of the political elite participate in the decision-making process, indicators cannot be produced according to a clearly identified audience (Hezri & Dovers, 2006). Considering this, several authors claim that identifying indicators should be a social learning process that involves multiple participants (Bell & Morse, 2004; Fraser, Dougill, Mabee, Reed, & McAlpine, 2006; Valentin & Spangenberg, 2000).

The large number of studies on indicator identification could suggest that defining the indicator set is the only crucial step of information processing, from which comes results of the sustainability assessment. However, other processes occur between defining the relevant indicator set and evaluating a situation or option. For spatial decision support systems, Uran

and Janssen (2003) noted that *“output sometimes needs simplification, aggregation, structuring, or another form of processing in order for it to be used in a decision-making process. In some systems this is done automatically, or ‘hidden’, so the user is unaware of the fact that an evaluation step has been made”*. This highlights the need to clarify and question the entire chain of processes required to develop indicators (and not only to identify them); this is the core motivation for this article.

More specifically, we focus on spatial aggregation, a specific process that occurs after an indicator is identified. Spatial aggregation entails changing fine-resolution data into coarser-resolution data (e.g., the entire landscape or region) to derive “meaningful” information. We distinguish “data” from “information” according to definitions of (Pahl-Wostl et al., 2013): *“Data’ are symbols, such as the numbers produced by a temperature-measuring device, whereas ‘information’ places data in relation to some meaning that makes them useful (e.g., impacts of July temperature on the yield of a certain crop).”* Spatial aggregation is often considered to serve a descriptive purpose: spatial aggregation choices (e.g., which aggregation pathways, which spatial resolution) can depend on the characteristics of the model used (Faivre et al., 2004; Janssen et al., 2009), on the process the indicator intends to describe (Alkan Olsson et al., 2009), or on the expected assessment scale (Chopin et al., 2017). Spatial aggregation clearly differs from indicator aggregation, which involves condensing several indicators into a smaller number of indicators. Indicator aggregation is known to embed normative values and thus go beyond describing social-ecological processes (Böhringer & Jochem, 2007; Mayer, 2008). For instance, ecological economists have demonstrated that using compensatory or non-compensatory rules to aggregate indicators respectively entails a weak or strong conception of sustainability (Garmendia & Gamboa, 2012; Martinez-Alier et al., 1998). However, since ecological economics is as unfamiliar with spatial decision problems (Allain et al., 2017) as spatial planning is with non-equivalent descriptions of a problem (Ramsey, 2009), spatial aggregation of indicators is not studied as a normative process.

We consider spatial aggregation both a descriptive process (i.e., translation of information in a formal system) and a normative process (i.e., in which actors express value judgments). To explore how descriptive and normative aspects are combined when considering a sustainability issue with a spatial dimension, we used a database of indicator profiles built to compare water management options.

2. Definitions and theory

2.1 Defining “indicator”

The term “indicator” has multiple definitions (Abbot & Guijt, 1998), and most authors use a finalist or functionalist definition, in which indicators are defined according to their purpose. Consequently, the nature of indicators remains ambiguous: i.e., whether indicators are ideas, variables, objects, variable values, etc.

In quantitative assessments, an indicator set is generally displayed in a table containing the names of variables and some additional attributes, such as definitions, scales, calculation methods, and units. In this sense, indicators are variables, and a situation is assessed according to their values (Chopin et al., 2017). However, from a deliberative perspective, “indicators” include outputs of analysis (“The species is not impacted by gear, as a secondary involuntary catch, in any significant way”), variables (“Gross efficiency of the catch (catch/net P.P.)”) or ideas for analyses (“Length/Frequency analysis of catches”) (Douguet et al., 2010). In addition, (Meadows, 1998) stated that “Indicators can take many forms. They don’t have to be numbers. They can be signs, symbols, pictures, colors.” Consequently, when indicators are identified in contexts with multiple actors, the term “indicator” represents any type of argument, be it a suggested analysis, a quantitative result, a color or a photograph, that empowers someone to assess or judge a situation.

Although the vagueness of the term “indicator” may be useful in deliberative contexts, for the purpose of this article, we consider a narrower definition: *an object with meaningful qualitative or quantitative information that facilitates learning about a situation and forming a value judgment about it*. This definition assumes the existence of one or many indicator developers, i.e. those who, from a heterogeneous set of suggestions (of varying degrees of development) for potential indicators, create a set of formal objects (the indicators).

2.2 Steps in indicator development

Our analysis focuses on indicator development, a stepwise process of coding information that occurs between the processes of identifying potential indicators and using them (Fig. 1). We provide insights into indicator identification and use before describing intermediate processes involved in indicator development.

The literature on indicator identification highlights qualities that a “good” sustainability indicator should have (Reed et al., 2006), which are generally linked to the latter’s soundness and ease of use. The literature also contains many frameworks developed to derive indicator sets, such as goal-oriented frameworks (Alkan Olsson et al., 2009), multi-scale and systemic frameworks (Astier et al., 2012; Bossel, 1996), and ecosystem-service frameworks (de Groot, Alkemade, Braat, Hein, & Willemsen, 2010). Methods to identify indicators are as varied as the frameworks. They can be divided between top-down (a generic framework transposed or adapted to a local context, e.g. Speelman, López-Ridaura, Colomer, Astier, & Masera, 2007) and bottom-up approaches (indicator sets are derived from locally relevant issues, and generic knowledge is used to explore these issues, e.g. Fraser et al., 2006). Both can involve experts and stakeholders, and can be implemented in a deliberative approach involving “extended peer communities” (Funtowicz & Ravetz, 1990) or in a prescriptive approach. Within deliberative approaches, developing an indicator “profile” (i.e., meta-information related to the scientific validity of an indicator and its relevance to the context in which it will be used) is considered a crucial element of knowledge quality (O’Connor & Spangenberg, 2008; van der Sluijs et al., 2008).

Management science studies of the performativity of indicators and their use as management tools in organizations and society (Desrosières, 1997; Espeland & Sauder, 2016) have inspired a literature on the uses of sustainability indicators. Some authors clearly distinguish indicator uses from misuses (Lyytimäki, Tapio, Varho, & Söderman, 2013), suggesting that safeguards are required to avoid inappropriate uses. Other authors build on the principle that the users and uses of sustainability indicators are diverse. For instance, (Hezri & Dovers, 2006) distinguish five types of indicator uses for policy-making in a governance context: instrumental (to solve problems), conceptual (to increase understanding), tactical (as a “substitute for action”), symbolic (as “ritualistic insurance”) and political (to support a pre-defined position). Because we focus on using indicators for group deliberation rather than effective policy-making, we consider it more appropriate to distinguish a descriptive function from a normative function of indicators (see section 2.3).

Indicator development proceeds stepwise, with the potential for several iterations and feedback between steps (Fig. 1). After indicator identification (step 1), “formalization” (step 2) is necessary to help select variables and specify characteristics of future indicators. Indicator profiles result from this formalization, and they may be transferred to similar issues or serve as

a source of inspiration for different issues. Next, “estimation” (step 3) produces raw data (e.g., values of the variables selected for the case study that are obtained through expertise, simulation or a data search). “Customization” (step 4) includes all activities that provide meaning and tractability to outputs of the estimation (Leenhardt et al., 2012), such as spatial aggregation, classification (aggregating into classes), creation of archetypes, and shaping (e.g., into a map, a graph). The result of customization is called an “indicator” (see section 2.1). The last step, indicator use (step 5), follows development of indicators. It has another nature: it produces knowledge, defined as information embedded in a context of interpretation (Pahl-Wostl et al., 2013). As emphasized by O’Connor & Spangenberg (2008), knowledge *based on indicators* and knowledge *about indicators* can be derived from indicator use. This knowledge about indicators feeds back into the previous steps of indicator development and can help to identify and develop new indicators and discard or modify other indicators.

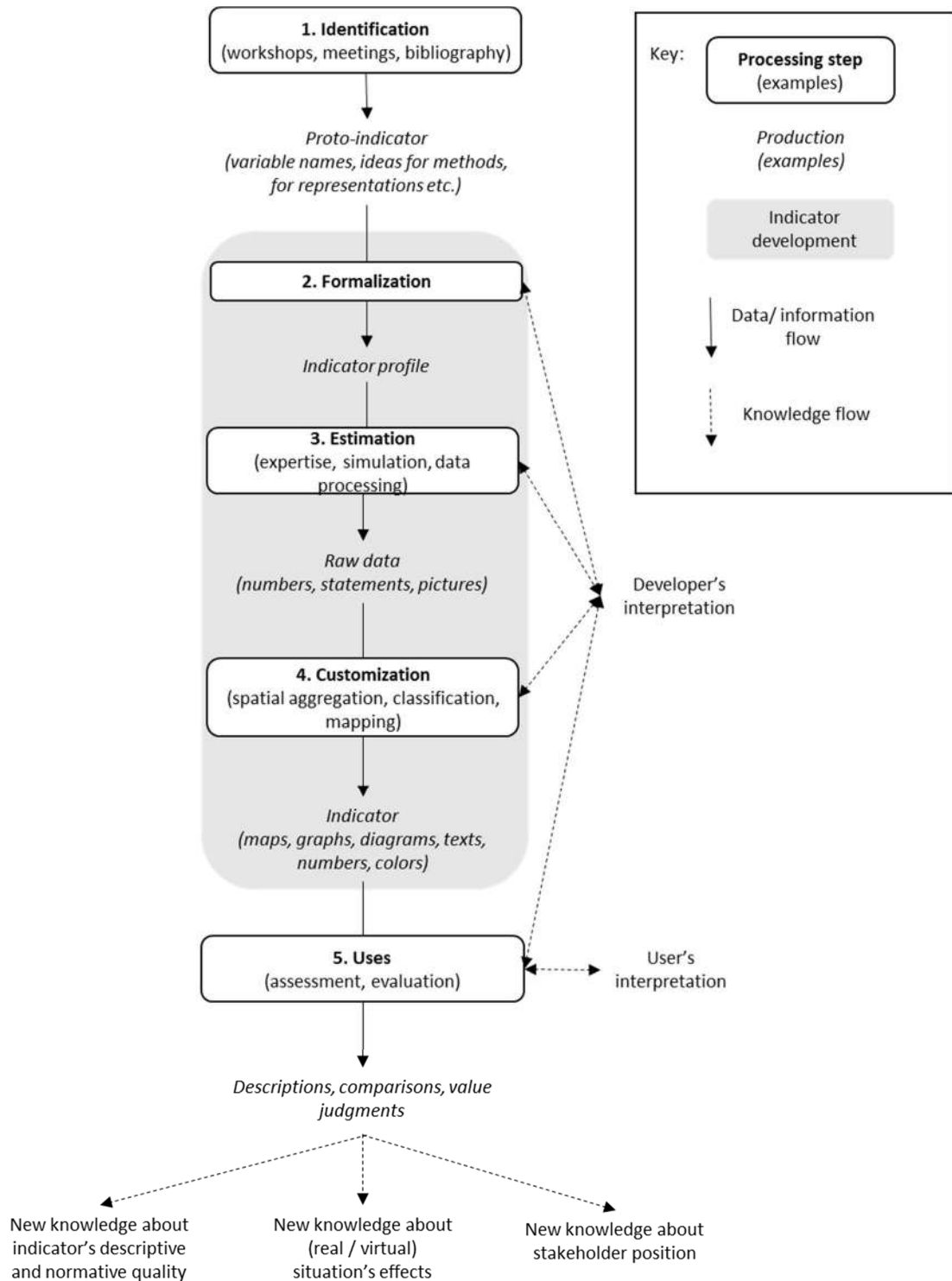


Fig. 1 Indicator identification, development and use as a chain of processes.

2.3 Assessment and evaluation

Indicator use can refer to “assessment” or “evaluation” (Fig. 1). Although they are generally used synonymously, we use the terms to indicate two different activities. Assessment is a descriptive activity in which a user an indicator is compared to other estimated values or

references. For instance, the workload on different farms may be measured or estimated, which provides a basis for *assessing* which farms have a workload that *surpasses* the national average. Evaluation is the process of assigning a value judgment to the information, such as whether the workload is *acceptable* or *fair*. In short, one *assesses* when stating that the workload is “high” but *evaluates* when claiming that it is “too high”. In contexts with multiple stakeholders, assessment allows for confrontation of different descriptions of a situation, while evaluation allows for confrontation of different value systems.

Because confrontations are essential to democratize knowledge-production and decision-making processes (Funtowicz & Ravetz, 1993), we consider that a “good” indicator should be useful both for assessing and evaluating a situation or alternative option. Deliberative sustainability assessment (Frame & O’Connor, 2011) and systemic sustainability analysis (Bell & Morse, 2004) are frameworks for identifying indicator sets that explicitly recognize this duality. However, these frameworks do not mention that the duality of indicators influences both indicator identification and all of the steps that transform indicators into usable forms (Fig. 1). More specifically, because customization generates meaning, it influences indicator use and in return is influenced by the expected uses. Using the specific case of spatial aggregation, our analysis illustrates how normative considerations become relevant in the customization process.

2.4 Spatial aggregation

In defining spatial aggregation as the conversion of fine-resolution data into coarser-resolution data (e.g., the entire landscape or region) to derive “meaningful” information, we emphasize changes in scale and in meaning. Different methods can be used to aggregate spatial data (Chopin et al., 2017; Ewert et al., 2011), but discussing them in detail lies outside the scope of this article. Sustainability assessments at regional or landscape scales usually include spatial aggregation, since indicator developers tend to have wide access to spatially-explicit data at these scales. Consequently, the issue of spatial heterogeneity arises (i.e., should they use average values, quantify heterogeneity, or keep the data at the finest resolution?).

Systematic aggregation of spatial values into a single value is criticized as an oversimplification of the processes targeted (Scholes, Reyers, Biggs, Spierenburg, & Duriappah, 2013) or because of its opacity to decision-makers (Janssen et al., 2005; Uran & Janssen, 2003). Nevertheless,

maintaining spatially disaggregated values, generally by displaying them on maps, is costly and introduces a high level of cognitive complexity that can be difficult for users to handle (Jankowski, Andrienko, & Andrienko, 2001). Similarly, Uran & Janssen (2003) suggested that providing disaggregated data is useful when users have sufficient skill in processing spatial data or when they are guided in their interpretation.

However, while we recognize diverse uses and multiple users of indicators, it seems difficult to target the use of (at least some) indicators to a few specific users. Therefore, to enrich the debate over spatial aggregation, we assume that descriptive and normative uses cannot be separated and that users cannot be defined beforehand.

3. Materials and Methods

Here we present (i) how we built the database of indicator profiles on which we based our spatial aggregation analysis, (ii) the database itself, and (iii) the objective and method of the analysis.

3.1 Origin of the database of indicator profiles

The database of indicator profiles was developed by implementing steps 1 and 2 described above (Fig. 1) to address water management in the downstream area of the Aveyron watershed (southern France). This agricultural area experiences a structural water imbalance in the low-flow period, when low rainfall coincides with maximum water needs for agriculture. Water management is based on water restrictions that are implemented when river flow falls below a specific threshold. Since national and European policies advocate for more structural management options (Erdlenbruch et al., 2013), we created a set of potential indicators to assess contrasting water management options and encourage public debate over future water management in the Aveyron watershed. Because the topic of agricultural water management is complex and prone to conflict in the area, undertaking the sustainability assessment of different scenarios challenges both our ability to represent the social-ecological processes at stake and create the conditions for dialogue between stakeholders.

Table 1. Criteria and potential indicators to assess water management options. Because an indicator can inform multiple criteria, the total number of indicator profiles among criteria exceeds 146 (total number of indicator profiles). Numbers in parentheses indicate the number of proto-indicators that could not be further formalized.

Criteria		Indicator profiles	
Name	Content	No.	Names of selected examples
Safety	Damage caused by water; Public health and drinking water	9 (2)	Number of days under critical low flow; Runoff coefficient of upstream areas
Food security	Quantity of food products; Healthiness of food products	4	Nutritional content of food production; Energy content of food production
Local identity	Protecting agricultural identity and local expertise; Landscape diversity (non-specialization)	20 (1)	Agricultural land cover diversity; Proportion of farms and production types with a quality label
Wealth and employment	Agricultural sector; Tourism; Hydropower	14 (1)	Cumulative revenue of all farms in the area; Diversity of potential recreational water activities; Hydropower production from existing plants
Biodiversity	Aquatic and terrestrial biodiversity	14	Pollution from plant protection practices; Variation in minimum average flow for 10 consecutive days; Heterogeneity in landscape composition and configuration

Long-term adaptability of water-use activities	Vulnerability to socio-economic shocks; Vulnerability to changes in water availability; Development capacities	27(3)	Crop yields under climate change; Available water stock at the end of each irrigation season; Diversity of agricultural production
Adjustment potential	Leeway for water managers and users to adapt water supply to demand (and vice-versa) throughout the year	9	Impact of water-use restrictions on agricultural production; Temporal distribution of water needs
Maintaining natural capital	Natural functioning of hydrological system; Natural functioning of soils	18 (3)	Number of days with bare soil; Renewal rate of underground water stock; Volume of rainwater returned to the environment
Equity among water users	Equity in distribution of water use potential; Equity in distribution of costs and effort	11	Number of farms with increased/decreased irrigation costs; Areas with increased/decreased irrigation water
Efficiency	Efficiency of water management decisions; Efficiency of the water management infrastructure; Efficiency of agricultural water	19	Yield of agricultural production compared to potential yield; Cost of 1 cubic m of water released from reservoirs; Use rate of reservoirs
Political intelligibility	Conformity with political/regulatory objectives; Citizen approval	8	Number of days with decreed restrictions on water use; Average water consumption per ha

This context drove our choices for developing indicators. Social mistrust and power asymmetries made collective meetings impossible from the outset and a top-down approach risky. Therefore, we opted for a bottom-up approach, based on card-sorting interviews with local and regional stakeholders (Allain et al., 2016), to construct a grid of criteria (Table 1) reflecting the plurality of stakeholder preoccupations. Then, we used these criteria to identify (step 1) and formalize (step 2) the indicator profiles.

Although stakeholders sometimes suggested useful indicators or “proto-indicators” (ideas for indicators, with a variable number of guidelines for their scale, representation, calculation, etc.), most indicators were identified through a series of 14 meetings with scientific or technical experts, most of whom worked in the region. We asked the experts to suggest potential indicators that corresponded to the criteria defined by stakeholders, were relevant at the landscape scale, and if possible, could be estimated quantitatively or qualitatively using model simulations, expertise, or by processing geographic information. Expert interviews included questions to facilitate formalization, such as at which spatial and temporal scales the indicator would be relevant.

Stakeholder and expert interviews led to identification of 156 proto-indicators. We specified complete profiles for 146 of them based on our own expertise. The remaining 10 reflected arguments stakeholders provided that neither we nor the experts we met with could transform into variables assessable in an *ex ante* manner.

Although the same individuals were sometimes interviewed twice, first as a stakeholder to identify criteria and then as a local expert to suggest indicators, we could not push the ideal of democratizing indicator development further. One reason was that local stakeholders, such as reservoir managers or farmers, use many indicators in their everyday life (e.g. the plant-growth stage for farmers to launch irrigation, the level of water in reservoirs for public agents to release water into rivers). Switching from the time and space scale of operational decisions to the scales of the landscape and multiple years is challenging to them. Also, we aimed at assessing scenarios and not real situations. We therefore had to identify and develop indicators not measurable here and now, hence disconnected from what practitioners are accustomed to handle. These barriers can be levered, but the time required to do so was prohibiting (to stakeholders and to us researchers). Hence, for our case study, we, the experts we interviewed, and colleagues who helped specify and interpret indicator profiles served as indicator developers.

3.2 Database of indicator profiles

The database (see Appendix) contains 146 indicator profiles (123 based on spatially-explicit data), with details on the following attributes:

- Indicator definition
- Meaning: related criteria, justification for suggesting the indicator
- Estimation: estimation method (model simulation, expertise, calculation based on scenario characteristics), scale of raw data (e.g., field, farm, elementary watershed, river, entire landscape)
- Customization: type of representation preferred (e.g., simple value, graph, map, illustration, narrative), aggregation scale
- Evaluation scale: landscape or landscape + sub-landscape

3.3 Analysis of spatial aggregation

We analyzed the indicator profiles in the database with no additional input from stakeholders or experts. We focused on the attributes of 115 “horizontally” aggregated indicators (i.e., those that are based on spatially-explicit raw data provided for multiple locations and thus require aggregation during either indicator customization or use to become relevant at the landscape scale). Indicators referring to only a point location (e.g., a watershed outlet) were not considered horizontally aggregated because a single value at a single point cannot reflect any spatial heterogeneity. Horizontal aggregation differs from “vertical” aggregation, which yields composite indicators or overall sustainability scores (Allain et al., 2017).

We analyzed the 115 profiles according to who performs the spatial aggregation: developers (during customization) or users (during use). For the former, developers aggregate raw data to obtain a coarser resolution (partial aggregation) or a landscape-scale indicator (complete aggregation) (Fig. 2). Under partial aggregation, outputs remain heterogeneous. Partial aggregation can remain spatially explicit (e.g., zones) or yield non-spatial classifications (e.g., farm types). Complete aggregation results in a single value for the entire landscape. In user-led aggregation, users aggregate spatially heterogeneous information to assess or evaluate the entire landscape. User-led aggregations are therefore necessarily complete, although some indicators can be used to assess or evaluate landscape zones or classes in addition to the entire landscape.

We reflexively clarified reasons underlying developer-led and user-led aggregations, since we were involved in the identification and formalization processes for all indicators, most of the time as indicator developer interviewers but also as developers (see 3.1). Our aggregation choices were not discussed with the stakeholders expected to use them because the research was not part of a joint project in which stakeholders are clearly named. Also, as our experience showed, people get involved and interested at one moment and then, as the research progresses, other people participate in it. This prompted us to consider a wide range of potential users and favor, when possible, indicators prone to diverse interpretations.

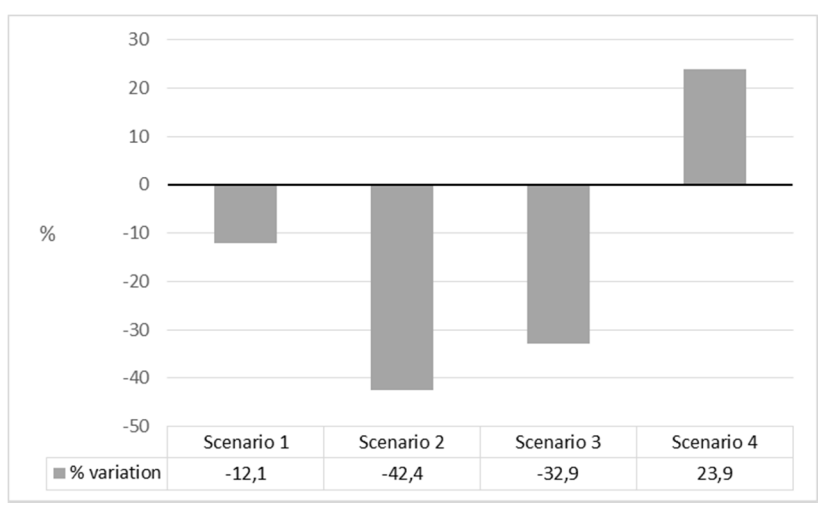
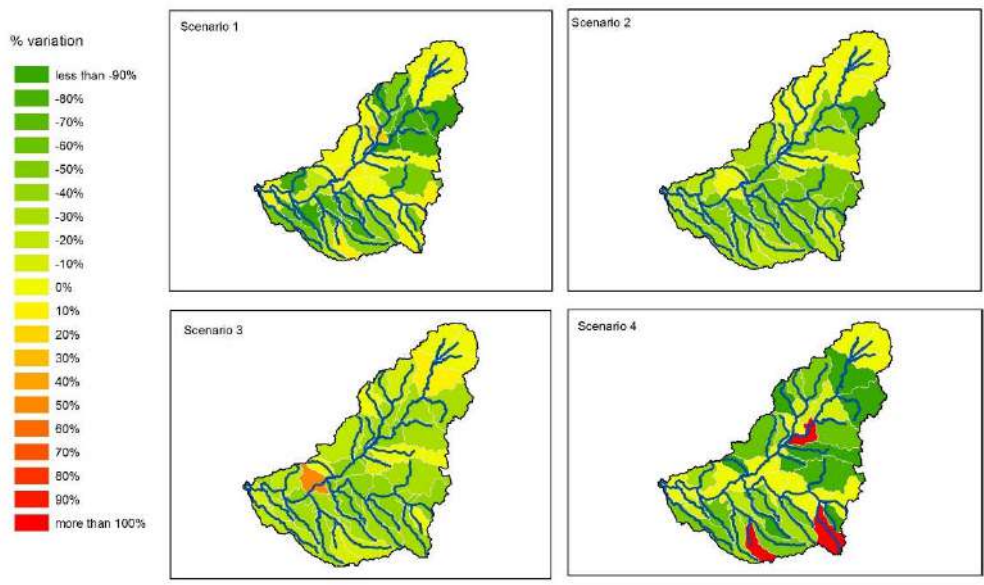


Fig. 2: Indicators resulting from two different spatial aggregation choices. Up: partial aggregation (at the scale of elementary watersheds); down: complete aggregation (at the scale of the entire landscape). The two series of indicators are made out of the same raw data of agricultural water withdrawals simulated at the field scale for 4 scenarios.

4. Results

In presenting results for the 115 indicators, we use 15 indicators as examples to illustrate important points²⁷ (Table 2).

²⁷ We often refer to characteristics of “indicators”, but the characteristics are those of profiles and not of the indicators themselves. Indicator profiles (mainly “definition”, “scale of raw data”, “aggregation scale”, “representation”, and “estimation method”) provide guidelines for spatial aggregation that will be usually strictly implemented to produce the indicators, because many calculations are based on long simulations. This constraint, which precludes a trial-and error approach, also explains the time and effort devoted to clarifying aggregation choices. In certain cases, an indicator profile allows for multiple aggregation scales, which can generate several indicators (one per scale). Consequently, although reasons underlying aggregation choices can be analyzed before indicators are produced, quantitative data (the number of indicators concerned) should be considered only indicative.

Table 2. Extract of the indicator profile database for indicators used as examples in the results (indicators are listed in the order in which they appear in the text)

No. (see Appendix)	Indicator name	Definition	Source	Criterion/a	Estimation method	Resolution of raw data	Aggregation scale(s)	Evaluation scale(s)	Representation(s)
67	Area affected by water restrictions at key periods	Number of ha that encounter water use restrictions when crop production is highly sensitive to water stress.	experts	Adjustment potential	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape; Crop type; Restriction zone	Landscape; Sub-landscape (spatial units); Sub-landscape (classes)	single values; map
21	Irrigation cost per ha	Average annual costs per ha related to irrigation (including amortization of equipment costs)	experts	Equity	Model simulation	Islet/Field	Crop type	Landscape	single values
44	Variation in water stored in soils	Difference between water stored in soils at the end of the simulation period (15 years) and the beginning of simulation	authors	Reproduction of natural capital	Model simulation	Islet/Field	Elementary watershed	Landscape; Sub-landscape (spatial units)	map
94	Pollution from plant protection practices	Qualitative estimate of pollution pressure based on: - the quantity of chemicals applied - the moment when chemicals are applied (occasional leaching or not)	stakeholders +authors	Preservation of biodiversity; Safety	Model simulation	Islet/Field	Elementary watershed; Entire landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map; single value

113	Volume of rainwater returned to the environment	Volume of rainwater returned to water bodies or soil each year (average) (Underground infiltration + Surface flow + Sub-surface flow - Irrigation) / Rainwater	authors	Reproduction of natural capital	Model simulation	Islet/Field	Entire landscape	Landscape	single value
70	Irrigation capacity of all farms	Cumulative value of the irrigation capacity of all irrigation equipment, expressed relative to the irrigation needs of crops.	experts; stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	graph
112	Impact of water use restrictions on agricultural yields	Average yields without restrictions - Average yields with restrictions	stakeholders +authors	Adjustment potential	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph
139	Use rate of reservoirs	Volume of water withdrawn from reservoirs for agricultural use / Volume of water stored in the reservoirs	stakeholders +authors; experts	Efficiency	Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	graph
50	Semi-natural elements contributing to water purification	Proportion of the landscape covered by semi-natural elements that contribute to water purification (wet grasslands, forests, etc.)	stakeholders +authors	Safety	Calculations based on scenario data	Land cover unit	Land cover unit; Entire landscape	Landscape	single value; map
69	Match between water storage capacity and irrigation needs	Storage capacity in reservoirs for agricultural use / Volume of irrigation water necessary to meet crop needs	experts	Efficiency	Model simulation	Islet/Field; Reservoirs	Entire landscape	Landscape	single value

144	Farms with increase/decrease in irrigation costs	Farms with an increase or decrease in irrigation costs compared to the reference scenario (with different thresholds: -30%, -20%, -10%, +10%, +20%, +30%)	experts	Equity	Calculations based on scenario data	Farm	Farm; Farm type; Agricultural landscape	Landscape	graph; map
101	Two-year flood flow	Value of the 2-year flood flow under a scenario of change / Value of the 2-year flood flow without water withdrawals	experts; stakeholders	Reproduction of natural capital	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape; Sub-landscape (spatial units)	single values; map
2	Impacts on the diversity of recreational water activities	Expert estimates of impacts of scenarios on swimming, canoeing-kayaking, and fishing based on scenario descriptions and simulations of the quantity of water in rivers. Impacts must be estimated in terms of: - number of potential sites where the activities are practiced - maintenance / disappearance / development of currently practiced activities	experts; stakeholders +authors	Wealth and employment; Local identity	Expert estimates	Entire water system; Site of practice	Entire water system; Site of practice	Landscape	map; narratives

81	Nitrate pressure	Quantity of nitrates that could pollute vulnerable drinking water watersheds (due to previous pollution or lack of proper equipment).	experts	Safety	Model simulation	Islet/Field	Specific zone	Landscape; Sub-landscape (spatial units)	map
76	Changes in gross margin generated by each type of agricultural production	For each form of agricultural production: (gross margin in the scenario – reference gross margin) / reference gross margin. The number of employees involved in the value chain of each production type should be included as additional information.	experts; stakeholders +authors	Wealth and employment	Model simulation	Islet/Field	Crop type	Landscape; Sub-landscape (classes)	graph

4.1 Reasons underlying developer-led spatial aggregation

4.1.1 Partial spatial aggregation

The database of indicator profiles shows that only six indicators, associated with four criteria (“safety”, “biodiversity”, “adjustment potential”, and “maintaining natural capital”), should result from partial spatial aggregation. For each, raw data estimated at the field or field-islet scale should be aggregated according to the landscape’s hydrological zones (elementary watersheds) or water management zones (e.g., for water restrictions). Reasons underlying partial aggregation were similar to those for aggregation into classes, which indicator developers chose for 24 indicators (for the criteria “local identity”, “wealth and employment”, “long-term adaptability”, “adjustment potential”, and “equity” and “efficiency”). For these indicators, raw data at the field or field-islet scale should be aggregated by crop or farm type.

We identified three main reasons for partial aggregation:

- to *highlight differences* (between zones or classes). For instance, the indicator “area affected by water restrictions at key periods” estimated at the field scale should be aggregated at the scale of water restriction zones. This would allow users to visualize whether certain zones are more affected than others, and in which zones farmers have less leeway to adjust crop management practices during the year. Likewise, raw data for “irrigation costs per ha” should be aggregated at the crop-type scale to compare crop types and thus provide an indication of how fairly costs are shared.
- to make an indicator *more relevant for the targeted criteria*. For instance, the indicator “variation in water stored in soils” estimated at the field scale could be used “as is” to describe the resilience of farms or crops to water stress; however, to produce an indicator informing the “maintaining natural capital” criterion, data should be aggregated at the elementary watershed scale.
- to *fit the scale of a process*. For instance, since the indicator “pollution from plant protection practices” describes water pollution caused by agricultural chemicals, raw data should be aggregated at the elementary watershed scale. Aggregation scales could vary to reflect other processes, such as pollution of food products or soils. This reason appears linked to the use of pressure indicators, which are often needed in ex ante assessments since direct measurements and model simulations are not always possible.

Our study yielded one reason specific to aggregation into classes: to *increase the intelligibility* of indicators. Because the study area has many fields and farms, data at these two scales become unintelligible when considering the entire landscape. Classifying thus renders fine-resolution data tractable.

4.1.2 Complete spatial aggregation

The database of indicator profiles contains 79 indicators (among the 11 criteria) that should be completely spatially aggregated. Two reasons identified for partial aggregation also exist for complete aggregation: relevance for the targeted criteria and fit to the process scale. The former is illustrated by the indicator “volume of rainwater returned to the environment”, which qualifies the biophysical system (the water system, in the “maintaining natural capital” criterion). Since it does not seek to indicate the extent to which each water user manages water capital, it should be aggregated at the landscape scale. The second reason (fit to the process scale) is illustrated by the indicator “irrigation capacity of all farms”. Although its raw data, at the farm scale, can be meaningful at this scale, the experts who suggested this indicator referred to the potential to expand irrigation to additional fields and reallocate water within and among farms. It was also meant to address how quickly agriculture can respond to shocks (e.g., a rise in maize price), which justifies aggregation at the landscape scale.

We identified three additional reasons for complete aggregation:

- *easily comparing management options* by providing a single value. For instance, the indicator “impact of water use restrictions on agricultural yields” (“adjustment capacity” criterion) should be aggregated at the landscape scale for two reasons: (1) information would be too complex at smaller scales (e.g., field or farm) and (2) aggregation by farm type or crop type would mask a potential imbalance among the number of each type. Thus, each field’s production should be aggregated to calculate a landscape-scale value. To make this choice, developers assumed a commensuration process, i.e. to consider all crops and all farms equivalent.
- *addressing uncertainties*. An example related to model and data uncertainties is the indicator “use rate of reservoirs”, based on model predictions. Since data for individual water withdrawals were unavailable, accuracy of the model (MAELIA, (Gaudou et al., 2013)) could be verified only by comparing its predictions with observed data for river flows and cumulative water withdrawals. Also, allocating a withdrawal point to a field was based on simplified decision rules that are uncertain at the field scale but robust at the landscape scale. Consequently, the indicator could be used only to quantify cumulative use of reservoirs and not use of each reservoir separately. Other uncertainties arise from a lack of knowledge. The indicator “semi-natural elements contributing to water purification” is a good example. It was aggregated at the landscape scale because we simply do not know enough about water purification processes. It is incorrect to assume that the degree of water purification increases linearly as the area of forest

or grassland increases. Thus, aggregating this indicator at the landscape scale seems a more accurate approach than not doing so.

- *prompting expression of social rationality*. The indicator “match between water storage capacity and irrigation needs” (“efficiency” criterion) seeks to reflect how farmers collectively manage the available infrastructure. At a disaggregated scale, it would indicate whether individual farmers use their reservoirs efficiently or not. This is why complete aggregation was preferred.

4.2 Reasons underlying user-led aggregation

The 115 horizontally aggregated indicators can be split in two groups after customization:

- 71 indicators that already exist at the scale of the evaluation and therefore do not require users to aggregate. Most are at the landscape scale (to assess/evaluate the landscape), but some are also at smaller scales and can be used to evaluate/assess both the landscape and sub-landscapes.
- 44 indicators require users to aggregate. Indicators in this group are at sub-landscape scales (sometimes also at the landscape scale) but are meant to be used to assess/evaluate only the entire landscape.

Several reasons explain why these 44 indicators should not be completely aggregated during customization and why users must perform at least some of the aggregation:

- *Visualizing variability or distribution patterns*, allowing users to interpret it/them. This applies mainly to indicators related to the “equity” criterion, such as the indicator “farms concerned with increase/decrease in water costs”. This variability can be expressed spatially (e.g., in maps) but also statistically (e.g., in boxplots) to help users interpret it.
- *Promoting expression of diverse (and possibly conflicting) interpretations*. Indicator developers can choose to let users perform the commensurations that the latter judge relevant or to use only some of the information produced. For instance, the indicator “two-year flood flow” (“safety” criterion) should be provided for the outlet of each sub-watershed. Users can consider the indicator value at the most downstream outlet in the watershed to compare water management options “in general” for the entire watershed, or consider the value for the river where they consider safety concerns greater.
- *Contextualizing information* provided by the indicator. For instance, the indicator “impacts on the number of recreational water activities” should be provided for each site of activity, even though this diversity could be expressed more simply by the number of potential activities. Presenting the indicator in a spatially-explicit way supports users’ learning capacities (i.e., they

can understand better the source of its values) and expression of expertise (i.e., they can appreciate a value better when they know what it refers to). This reason often accompanies the previous reason of diverse interpretations.

- *Acknowledging a lack of knowledge.* In this case, the indicator is provided in a spatially disaggregated form, which makes interpretation difficult, nay, impossible, but developers still convey to users that, despite being weak for landscape-scale assessments, the indicator matters. A change in its value reflects a change for a specific location or context, but not enough knowledge is present to infer impact at the landscape scale. For instance, the indicator “nitrate pressure” should be provided at the elementary watershed scale but not for the entire landscape. Nutrient flows are complex processes, which makes it difficult to convert pressure on water quality into a quantified impact. Another example, the indicator “changes in gross margin generated by each type of agricultural production”, considered a proxy for employment and wealth, should be provided for each type of production. This indicator lacked complete spatial aggregation because the influence of gross margin on employment and wealth remains little understood.

5. Discussion

5.1 Many reasons underlie aggregation choices

Our analysis empirically illustrates how descriptive and normative claims together influence indicator development and more specifically aggregation choices. We showed that customization, which modifies the information provided by an indicator and its potential uses, is shaped by developers’ subjectivities. For instance, by providing users with an indicator in a spatially disaggregated form, developers can decide to widen interpretations of the indicator or can complicate indicator use by making it difficult to interpret. Similarly, by aggregating, developers can limit potential uses of an indicator, for instance by prompting the expression of one type of rationality only, e.g. social rationality over individual interests.

Although researchers who study customization of spatial indicators and spatial aggregation problems acknowledge that these processes are non-neutral and affect indicator uses (Janssen et al., 2005; Malczewski & Rinner, 2015; Uran & Janssen, 2003; Walz, 2000), they generally justify or question customization choices in terms of “functionality” (Uran & Janssen, 2003). Accordingly, customization choices result from a trade-off between ease of use and “scientific soundness”. These choices could be optimized according to customization rules (e.g., a maximum number of colors, a spatial resolution that allows patterns to be perceived quickly).

Among the reasons for spatial aggregation highlighted in our analysis, most of them can be understood in terms of functionality. These reasons include relevance for the criteria, fit to process scale, addressing uncertainty, increased intelligibility, contextualization, increasing the visibility of variability and easily comparing management options. However, the desire to make an indicator more functional does not always completely underlie them. Developers can also intend for users to focus on differences within the landscape by highlighting its heterogeneity or on differences among management options by providing a single quantitative value for each option. Furthermore, other reasons escape the logic of functionality (i.e. increasing indicator's ease of use and ability to describe univocally and accurately a management option for a given criterion), such as promoting expression of diverse interpretations or prompting social rationality. The former reflects a desire to yield multiple indicator uses rather than the only "right" use. The latter reason shows a desire to promote specific indicator uses agreeing with developers' view of the problem.

As a result, when indicators are expected to foster deliberation among multiple actors, spatial aggregation cannot be viewed only through the lens of functionality. Functionality primarily makes an indicator accessible to those with different skills in a way that is consistent with the system/problem described. It therefore agrees with a descriptive view of indicators as tools to measure progress towards sustainability. However, when confrontation of value systems is considered another role of indicators (Bell & Morse, 2004; Frame & O'Connor, 2011), customization can influence the degree of leeway available for interpreting indicators. Consequently, customization is one way to increase and/or decrease the number of potential value judgments.

5.2 What should drive aggregation choices

By making customization choices, indicator developers influence the size of the "interpretation space" left to users. Developers tend to decrease the space for what they consider indicator "misuses" and to increase the space for what they consider "legitimate uses" (but they can also consider that providing a large amount of space is intrinsically good). The issue then arises of whether certain aggregation choices are more legitimate than others. In other words, what should guide aggregation choices besides functionality? We provide two responses that are related to the collective nature of the problem and the commensuration issue inherent in all information aggregation processes.

Environmental appraisal methods can be considered value-articulating institutions (as defined by Vatn, 2009) because they address problems that are collective in nature and that promote expression of

different types of rationality. For instance, for managing common goods, methods that promote expression of social rationality rather than the confrontation of individual interests should prevail (e.g., the forum rather than the market) (Vatn, 2009). Fine-resolution, spatially-explicit indicators can encourage expression of individual interests in certain cases since they can, for instance, allow users to consider impacts on an individual's private property. Customization can be a useful way to switch from individual to social rationality. For instance, partial aggregation could blur individual information or show values in a boxplot to transform spatially-explicit heterogeneity into statistical heterogeneity.

However, aggregation, whether spatial or not, implies commensuration, i.e. comparing different objects according to a single measurement unit (Espeland & Stevens, 1998; Martinez-Alier et al., 1998). In spatial aggregation, spatial entities with different values for an indicator are summed or averaged into a single value for the entire area considered. We posit that indicator developers should first address the commensuration issue by considering the extent to which different spatial units are commensurable. It may not be appropriate to make performances of farms on alluvial plains commensurate with those of farms in the hills. Some may advocate that performances can be calculated relative to a location-based potential and that it is acceptable to provide an aggregated value. In contexts with multiple actors, however, the relevance of spatial aggregation as a commensuration process should be framed in normative terms (i.e., whether aggregation helps or hinders confrontation of value judgments). If we consider indicators as "channels for bridging realities and meanings" (Abbot & Guijt, 1998), this indicator would probably be more relevant in a spatially disaggregated form, even though it would make comparisons among management options more complex.

Other experiences with the uses of maps (which are by essence spatially-disaggregated representations) in governance contexts support our argument that the commensurability of viewpoints should drive spatial aggregation choices. The use of maps as deliberation support tools (Caron & Cheylan, 2005; Lardon & Piveteau, 2005; Rinner, 2006) show that they can mediate the expression and confrontation of different viewpoints. Similarly, the emergence of participatory or collaborative mapping (Goosen, Janssen, & Vermaat, 2007; Jankowski, 2009) strengthens the claim that spatialization is a powerful tool for empowering people, even those who are marginalized. Finally, studies in the field of landscape aesthetics have shown that although landscape metrics are correlated with visual preferences of the landscape, stakeholder groups do not value the same aspects of the landscape (Dramstad, Tveit, Fjellstad, & Fry, 2006; Howley, 2011), which argues in favor of using landscape visualizations when users are not known beforehand. These studies reinforce the idea that spatial representations and other disaggregated forms can help make evaluations more deliberative, under certain conditions. This claim differs greatly

from the use of horizontally and vertically aggregated forms (i.e., numbers) in most decision-making tools, including sustainability assessments.

When considering the normative role of indicators, aggregation choices can increase the ability of users to interpret indicators according to their values and knowledge while moving beyond individual interests. More generally, although identifying indicator sets is a necessary information compression (Giampietro, Mayumi, & Munda, 2006), indicator customization can help to reintroduce plurality and social rationality into the debate. Finally, there is no contradiction between the normative role and descriptive role of indicators, but there is a tension between the need for consistency (e.g., in the final assessment/evaluation scale(s), in the “common” nature of the problem) and the need to represent diversity (e.g., spatial heterogeneity, plurality of individual values).

Therefore, when developing indicators, we recommend developers to investigate the following questions:

1. What are the scales that are consistent with the processes at stake, the assessment criteria, the level of commensurability between the different spatial units, the nature of the problem tackled and the model used? Answering this “consistency” question bounds the possibilities for aggregation choices. If more than one answer is possible, then other questions arise about the representation of diversity.
2. Would it enrich the debate or the analysis to visualize heterogeneity or contrasts? (if so, prefer disaggregated forms ; if not, prefer the most aggregated forms, which are generally more easy to handle)
3. Which forms would help users with the elaboration of their value judgment and make comparisons possible? Between this question and the previous one, a tension might exist. In such cases, developing two indicators, one in an aggregated form and one in a disaggregated form, could allow their concurrent use and stimulate discussions among users and social learning²⁸.
4. If a value judgment appears difficult to access, is the information provided still useful, at least to understand the limitations of the indicator? (if not, the indicator should probably be discarded).

²⁸ Although in this article we do not report on the use of indicators but on their development, our experience showed how stimulating it can be to provide stakeholders with two indicators resulting from different aggregation choices. For example, the two indicators presented in Fig. 2, which are based on the same raw data, were used in evaluation workshops with stakeholders. Depending on the indicator used, the participants did not formulate the same value judgments and not with the same facility (it was easier with complete aggregation). Also, the diversity of value judgments among stakeholders was much higher and discussions more intensive with the partially aggregated indicator.

6. Conclusion

Using indicators to assess sustainability within a governance context requires producing them without knowing who will use them and how. This context also entails considering the ability of indicators to foster the expression and confrontation of multiple viewpoints (i.e., their normative quality) and not only their ability to accurately describe situations or processes (i.e., their descriptive quality). Involvement of multiple actors and iterations between the steps of identification, development, and use of indicators is therefore preferred. It is not always possible to perform iterations, however, for instance due to a lack of time, data or knowledge (from developers or potential users) or to the cost of developing certain indicators. In these cases, indicator developers have greater leeway in shaping indicators and therefore the descriptions and judgments the indicators will generate.

Indicator development, a stepwise process of coding information, is rarely described in the literature on sustainability assessment. We clarified the processing steps required to develop indicators: formalization, estimation, and customization. We used a case study on water management to investigate spatial aggregation, which is a specific customization process common to most landscape-scale or regional sustainability assessments.

Spatial aggregation, the process of changing fine-resolution data into coarser-resolution data to derive meaningful information, partly has a descriptive function. Accordingly, choices are made to increase indicators' ease of use, which generally leads towards aggregated forms (ultimately a single value), and scientific soundness, which may lead towards aggregation or not. However, normative considerations can disrupt aggregation choices. These normative claims argue mainly for disaggregated forms of indicators because aggregation then becomes "user-led", promoting expression of social incommensurabilities. Indicators can be aggregated, however, to limit expression of users' individual interests.

When descriptive and normative claims are considered together, aggregation choices become more complex and leave more room for developer subjectivity. Completely aggregated forms (single values) do not guarantee that an indicator will be "good for describing" and "good for debating". Leaving indicators in disaggregated forms, however, is not necessarily the best solution either, even for sustainability problems with a structuring spatial dimension. Spatial aggregation choices illustrate tension between the need for consistency and the need to represent diversity. In this respect, the spectrum of indicator forms (e.g., differing degrees of aggregation, different shapes) merits attention in the practice and theory of sustainability assessments.

Acknowledgement

This research is part of a PhD project funded by the French Ministry of Higher Education and Research. We would like to thank the people we interviewed (stakeholders and experts) to build the database of indicator profiles, Michelle and Michael Corson for proofreading this manuscript and two anonymous reviewers for their comments especially helpful to link the theory about indicators and our experience from the case study.

References

- Abbot, J., Guijt, I., 1998. Changing views on change: participatory approaches to monitoring the environment. IIED.
- Alkan Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L.M., Ewert, F., Knapen, R., Therond, O., Geniaux, G., Bellon, S., Correira, T.P., Turpin, N., Bezlepkina, I., 2009. A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. *Environ. Sci. Policy, Integrated Assessment of Agricultural and Environmental Policies – concepts and tools* 12, 562–572. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.012>
- Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2017. How Do Multi-criteria Assessments Address Landscape-level Problems? A Review of Studies and Practices. *Ecol. Econ.* 136, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.011>
- Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2016. La structuration d’une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l’eau. *Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique*. Presented at the *Aborder les problèmes d’environnement comme des situations de gestion ?*, Strasbourg.
- Astier, M., Garcia-Barrios, L., Galvan-Miyoshi, Y., Gonzalez-Esquivel, C.E., Masera, O.R., 2012. Assessing the Sustainability of Small Farmer Natural Resource Management Systems. A Critical Analysis of the MESMIS Program (1995–2010). *Ecol. Soc.* 17, 25. <https://doi.org/10.5751/ES-04910-170325>
- Bell, S., Morse, S., 2004. Experiences with sustainability indicators and stakeholder participation: a case study relating to a ‘Blue Plan’ project in Malta. *Sustain. Dev.* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1002/sd.225>
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2009. Agri-Environmental Indicators to Assess Cropping and Farming Systems: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands, pp. 725–738. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_44
- Böhringer, C., Jochem, P.E.P., 2007. Measuring the immeasurable — A survey of sustainability indices. *Ecol. Econ.* 63, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.008>
- Bossel, H., 1996. Deriving indicators of sustainable development. *Environ. Model. Assess.* 1, 193–218. <https://doi.org/10.1007/BF01872150>

- Caron, P., Cheylan, J.-P., 2005. Donner sens à l'information géographique pour accompagner les projets de territoire : cartes et représentations spatiales comme supports d'itinéraires croisés. *Géocarrefour* 80, 111–122. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.1031>
- Chopin, P., Blazy, J.-M., Guindé, L., Tournebize, R., Doré, T., 2017. A novel approach for assessing the contribution of agricultural systems to the sustainable development of regions with multi-scale indicators: Application to Guadeloupe. *Land Use Policy* 62, 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.12.021>
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex., Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Desrosières, A., 1997. Refléter ou instituer: l'invention des indicateurs statistiques. *Indic. Socio-Polit. Aujourd'hui* Paris L'Harmattan 15–33.
- Douguet, J.-M., Johnson, P.W., O'Connor, M., Failler, P., Ferraro, G., Chamaret, A., 2010. Evaluating the Social Costs of Fishing Activities in A Deliberative Perspective.
- Dramstad, W.E., Tveit, M.S., Fjellstad, W.J., Fry, G.L.A., 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landsc. Urban Plan.* 78, 465–474. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.006>
- Erdlenbruch, K., Loubier, S., Montginoul, M., Morardet, S., Lefebvre, M., 2013. La gestion du manque d'eau structurel et des sécheresses en France. *Sci. Eaux Territ. Numéro* 11, 78–85.
- Espeland, W.N., Sauder, M., 2016. *Engines of Anxiety: Academic Rankings, Reputation, and Accountability*. Russell Sage Foundation.
- Espeland, W.N., Stevens, M.L., 1998. Commensuration as a Social Process. *Annu. Rev. Sociol.* 24, 313–343.
- Ewert, F., van Ittersum, M.K., Heckeley, T., Therond, O., Bezlepkina, I., Andersen, E., 2011. Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems. *Agric. Ecosyst. Environ., Scaling methods in integrated assessment of agricultural systems* 142, 6–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.016>
- Faivre, R., Leenhardt, D., Voltz, M., Benoît, M., Papy, F., Dedieu, G., Wallach, D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie* 24, 205–217. <https://doi.org/10.1051/agro:2004016>
- Frame, B., O'Connor, M., 2011. Integrating valuation and deliberation: the purposes of sustainability assessment. *Environ. Sci. Policy* 14, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.10.009>
- Fraser, E.D.G., Dougill, A.J., Mabee, W.E., Reed, M., McAlpine, P., 2006. Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *J. Environ. Manage.* 78, 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.009>

- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739–755. [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L)
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Springer Science & Business Media.
- Garmendia, E., Gamboa, G., 2012. Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: A case study on sustainable natural resource management. *Ecol. Econ., The Economics of Degrowth* 84, 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.09.004>
- Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.-P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.-H., Gondet, E., Hong, Y., others, 2013. The MAELIA multi-agent platform for integrated analysis of interactions between agricultural land-use and low-water management strategies, in: *International Workshop on Multi-Agent Systems and Agent-Based Simulation*. Springer, pp. 85–100.
- Giampietro, M., Mayumi, K., Munda, G., 2006. Integrated assessment and energy analysis: Quality assurance in multi-criteria analysis of sustainability. *Energy, The Second Biennial International Workshop “Advances in Energy Studies”* 31, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.03.005>
- Goosen, H., Janssen, R., Vermaat, J.E., 2007. Decision support for participatory wetland decision-making. *Ecol. Eng., Wetland restoration at the Society for Ecological Restoration International Conference in Zaragoza, Spain* 30, 187–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.11.004>
- Hezri, A.A., Dovers, S.R., 2006. Sustainability indicators, policy and governance: Issues for ecological economics. *Ecol. Econ.* 60, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.019>
- Howley, P., 2011. Landscape aesthetics: Assessing the general publics’ preferences towards rural landscapes. *Ecol. Econ.* 72, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.026>
- Jankowski, P., 2009. Towards participatory geographic information systems for community-based environmental decision making. *J. Environ. Manage., Collaborative GIS for spatial decision support and visualization* 90, 1966–1971. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.028>
- Jankowski, P., Andrienko, N., Andrienko, G., 2001. Map-centred exploratory approach to multiple criteria spatial decision making. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 15, 101–127. <https://doi.org/10.1080/13658810010005525>
- Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M.L., Verhoeven, J.T.A., Omtzigt, A.Q.A., Maltby, E., 2005. Decision support for integrated wetland management. *Environ. Model. Softw.* 20, 215–229. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.12.020>
- Janssen, S., Ewert, F., Li, H., Athanasiadis, I.N., Wien, J.J.F., Théron, O., Knapen, M.J.R., Bezlepina, I., Alkan-Olsson, J., Rizzoli, A.E., Belhouchette, H., Svensson, M., van Ittersum, M.K., 2009. Defining assessment projects and scenarios for policy support: Use of ontology in Integrated Assessment and Modelling. *Environ. Model. Softw., Special issue on simulation and modelling in the Asia-Pacific region*SI: ASIMMOD 24, 1491–1500. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.04.009>

- Kurka, T., Blackwood, D., 2013. Participatory selection of sustainability criteria and indicators for bioenergy developments. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 24, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.062>
- Lardon, S., Piveteau, V., 2005. Méthodologie de diagnostic pour le projet de territoire : une approche par les modèles spatiaux. *Géocarrefour* 80, 75–90. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.980>
- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., Bergez, J.-E., Clavel, L., Masson, V., Moreau, P., 2012. A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environ. Model. Softw.* 37, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>
- Lyytimäki, J., Tapio, P., Varho, V., Söderman, T., 2013. The use, non-use and misuse of indicators in sustainability assessment and communication. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 20, 385–393. <https://doi.org/10.1080/13504509.2013.834524>
- Malczewski, J., Rinner, C., 2015. *Multicriteria decision analysis in geographic information science*. Springer.
- Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecol. Econ.* 26, 277–286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00120-1)
- Mayer, A.L., 2008. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environ. Int.* 34, 277–291. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004>
- Meadows, D.H., 1998. *Indicators and information systems for sustainable development*.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 60, 498–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.023>
- O'Connor, M., Spangenberg, J.H., 2008. A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. *J. Clean. Prod.* 16, 1399–1415.
- Pahl-Wostl, C., Giupponi, C., Richards, K., Binder, C., de Sherbinin, A., Sprinz, D., Toonen, T., van Bers, C., 2013. Transition towards a new global change science: Requirements for methodologies, methods, data and knowledge. *Environ. Sci. Policy, Special Issue: Responding to the Challenges of our Unstable Earth (RESCUE)* 28, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.11.009>
- Pires, A., Morato, J., Peixoto, H., Botero, V., Zuluaga, L., Figueroa, A., 2017. Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. *Sci. Total Environ.* 578, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.217>
- Ramsey, K., 2009. GIS, modeling, and politics: On the tensions of collaborative decision support. *J. Environ. Manage., Collaborative GIS for spatial decision support and visualization* 90, 1972–1980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.029>
- Reed, M.S., Fraser, E.D.G., Dougill, A.J., 2006. An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecol. Econ.* 59, 406–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.008>

- Rinner, C., 2006. Mapping in Collaborative Spatial Decision Making. *Collab. Geogr. Inf. Syst.* 85.
- Scholes, R., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M., Duriappah, A., 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social–ecological systems and their ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain., Terrestrial systems* 5, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K., 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol. Indic.* 15, 281–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007>
- Smeets, E., Weterings, R., voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk, N.C.O., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency Copenhagen.
- Speelman, E.N., López-Ridaura, S., Colomer, N.A., Astier, M., Masera, O.R., 2007. Ten years of sustainability evaluation using the MESMIS framework: Lessons learned from its application in 28 Latin American case studies. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 14, 345–361. <https://doi.org/10.1080/13504500709469735>
- Uran, O., Janssen, R., 2003. Why are spatial decision support systems not used? Some experiences from the Netherlands. *Comput. Environ. Urban Syst.* 27, 511–526. [https://doi.org/10.1016/S0198-9715\(02\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0198-9715(02)00064-9)
- Valentin, A., Spangenberg, J.H., 2000. A guide to community sustainability indicators. *Environ. Impact Assess. Rev., Assessment Methodologies for Urban Infrastructure* 20, 381–392. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00049-4](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00049-4)
- van der Sluijs, J.P., Douguet, J.-M., O'Connor, M., Ravetz, J., 2008. Évaluation de la qualité de la connaissance dans une perspective délibérative. *Vertigo - Rev. Électronique En Sci. Environ.* <https://doi.org/10.4000/vertigo.5035>
- Vatn, A., 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecol. Econ.* 68, 2207–2215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.04.005>
- Walz, R., 2000. Development of Environmental Indicator Systems: Experiences from Germany. *Environ. Manage.* 25, 613–623. <https://doi.org/10.1007/s002670010048>

Annexe 3

Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes - a contribution from integrated assessment and modeling

Allain, Sandrine*; Obiang Ndong, Gregory; Lardy, Romain; Leenhardt, Delphine

*Corresponding author

Centre INRA Occitanie-Toulouse, Chemin de Borde Rouge CS 52627, 31326 Castanet Tolosan cedex, France

E-mail: sandrine.allaingranet@gmail.com

Keywords: integrated assessment and modeling, quantitative water management, irrigated agriculture, MAELIA platform

Abstract

Water imbalances are an environmental, social and economic problem in many agricultural watersheds, including those in temperate climates. Structural changes are recommended because crisis management, through water restrictions, is not sustainable. Impacts of these changes are difficult to determine because they result from social-ecological interactions that occur at different temporal and spatial scales, and relate to different concerns. Integrated assessment and modeling (IAM) considers this complexity, thus offering potentially valuable results to help understand problems and discuss solutions. We used MAELIA, an IAM platform that models interactions among water, water management and agricultural systems, to assess effects of a variety of changes to a baseline situation. MAELIA was applied to the downstream Aveyron watershed, an agricultural area with both rain-fed and irrigated cropping systems, and where frequent water crises highlight the water imbalance. Four water management alternatives were assessed according to their environmental, water management and agricultural impacts using eight indicators calculated from MAELIA simulations for 2001-2013. The alternatives were i) reducing the irrigated area, ii) assisting irrigation with decision-support tools, iii) implementing crop rotations, and iv) merging water storage into large reservoirs. The decision-support-tool and crop-rotation alternatives

drastically decreased simulated irrigation withdrawals (by more than one third) and thus required fewer crisis interventions (restrictions and flow-support releases). Their impacts on the environment and farming systems, however, differentiate one alternative from the other: decision-support tools cost almost nothing for farming systems and improved environmental indicators slightly, while crop rotations had greater potential for long-term environmental preservation, but degraded local and farm economies in the current context. By providing quantitative estimates for a wide range of impacts, our study contributes to the debate about the future of water management in agricultural landscapes.

Introduction

Droughts can occur in agricultural areas when low rainfall coincides with low water stocks (in water bodies and soils) and high water needs for crops (Amigues et al., 2006; Erdlenbruch et al., 2013). Droughts that are recurrent rather than episodic reveal a water imbalance, i.e. when water demand structurally exceeds the water supply. These situations are unsustainable: they erode ecosystem functioning (Gordon, Finlayson, & Falkenmark, 2010), induce water-use conflicts (Pimentel et al., 1997) and negatively impact agricultural production (Molden, 2007).

Crisis measures, such as water-use restrictions, are considered inappropriate for resolving water imbalances; thus, profound changes in water management and governance are recommended (Erdlenbruch et al., 2013; Murgue et al., 2015; Pahl-Wostl et al., 2007). They include reconsidering the approach (participatory, prospective, integrated, adaptive, etc.) and the orientation (demand management, agroecology, locally-adapted cropping systems, etc.) of agricultural water-management practices. However, such changes are difficult to implement for a variety of reasons, one of which is insufficient knowledge about potential effects of large-scale agricultural changes.

The water imbalance in agricultural systems with both rain-fed and irrigated crops is studied much less than that in agricultural systems in arid climates (Amigues et al., 2006). However, it can be a “hot topic” in temperate regions that polarizes pro-supply and pro-demand perspectives (Fig. 1). Even within each perspective, different visions oppose each other, for instance, between strategies to improve water efficiency and strategies to design ecologically intensive farming systems (Duru et al., 2015). Mixed rain-fed/irrigated agricultural systems also reflect probable future shifts in agricultural practices, given that climate change (Olesen & Bindi, 2002) and population growth (Turrall, Burke, & Faurès, 2011) are expected to generate water imbalances in new areas. Therefore, we investigated ways to improve the quantitative status of water in these areas to address the current local issue and to be prepared for future challenges in other areas.



Fig. 1 Protests against the Sivens dam project (southwestern France). After the death of an environmental demonstrator in 2014, Sivens became the symbol of water-management conflicts in French agricultural areas, where defenders of new farming systems with less water input strongly oppose “resource-creation” projects. Photo *“Tracteur – day 5 – ZAD Testet”*, by Squat Le Monde, license [Creative Commons BY-NC-ND 2.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/)

Agronomic studies of crop-management strategies under water-limited conditions (e.g. deficit irrigation, conservation agriculture, drought-tolerant cultivars (Davies, Zhang, Yang, & Dodd, 2011; Debaeke & Aboudrare, 2004) have helped to explore concrete solutions to water imbalances at the field or farm scale. In parallel, landscape-scale and regional water-management strategies (e.g. agricultural changes, new infrastructure, incentives, regulations) have been considered with input from stakeholders and/or experts, both from academia (Figureau, Montginoul, & Rinaudo, 2015; Murgue et al., 2015) and water institutions (e.g. (Agence de l’Eau Adour-Garonne, 2017)). Some strategies have even been modeled into existing platforms to test their impacts on a water system (Ullrich & Volk, 2009). Integrated models that are able to link farming practices and hydrology and integrate multiple scales are necessary to address a wider range of impacts (Bergez et al., 2012), hence sustainability issues.

Assessment of water-management strategies has yet to simultaneously (i) include spatial (watershed, agricultural landscape) and temporal (multiyear) scales large enough for decision-making and sustainability issues; (ii) consider complex interactions among farming, water and water-management systems; and (iii) produce indicators diverse enough to reflect the variety of stakeholder interests and the three pillars of sustainability. To address these challenges and current water imbalance issues, we used an integrated assessment and modeling platform to simulate four contrasting alternatives, mostly of agricultural change, and assess their effects on water, water management and agricultural systems in

an agricultural landscape in southwestern France. Results of these simulations contribute to the public debate on future water management and the understanding of social-ecological processes linking water users, resources and management beyond the farm scale.

1. Materials and methods

1.1 Study area

The study area is located in the Adour-Garonne hydrographic basin (southwestern France), many of whose watersheds experience structural water imbalances. They consequently follow specific water-use policies to meet the “good status” requirement for water bodies. One of them, the Aveyron watershed, experiences frequent “quantitative crises”, which occur when river flow falls below a specific threshold (the “low-water regulating flow”, LWRF). LWRF is a regulatory threshold established by the watershed’s Water Management Plan, in application of the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC), with the objective to ensure the proper functioning of the water environment and the satisfaction of all water uses.

Our study focuses on the downstream portion of the Aveyron watershed (Fig. 2), where most of the latter’s irrigated fields are located. Of the 800 km² of the study area, half is agricultural and covered mainly with field crops, among which mono-cropped maize requires the most water. Large patches of fruit crops and seed maize crops also exist, which provide high added-value but require secure water inputs. We estimated approximately 13 000 ha of irrigable area (according to the French Land Parcel Identification System) and withdrawals of approximately 12 hm³ per year (French Water Agency data). Although the agricultural population has decreased, irrigation withdrawals do not appear to have done so. The river flow falls below the LWRF each year, which triggers a meeting of the “drought committee” to define what level of water restrictions to implement. From a social perspective, water restrictions tend to exacerbate conflicts between agricultural and other water uses, such as recreational activities (fishing, swimming, and canoe-kayaking) and use by aquatic ecosystems. In addition to restrictions, water releases from specific public reservoirs support the flow of the Aveyron and sections of its northern tributary (the Lère River); they can be supplemented with releases from hydropower dams, which are much more costly.

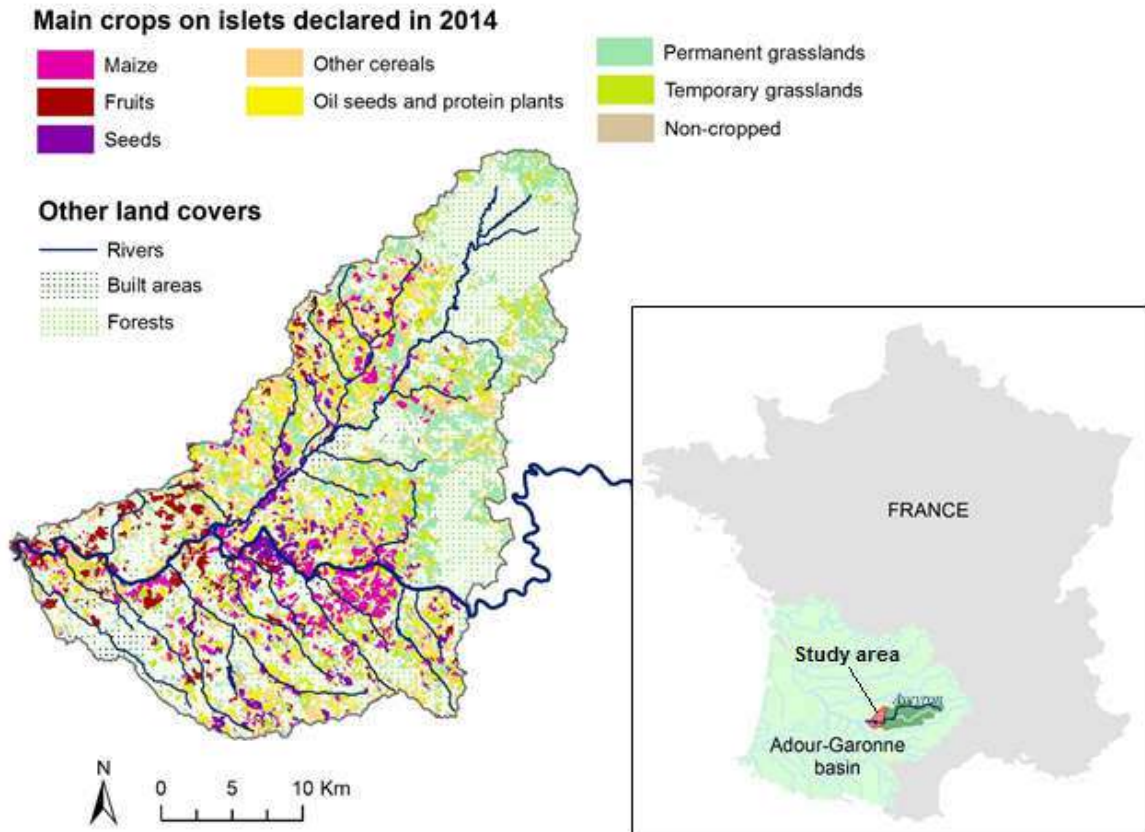


Fig. 2 Main crops in the study area (downstream portion of the Aveyron watershed) according to the Land Parcel Identification System (LPIS) 2014. The LPIS is a national geographic information system based on farmers' declarations for each group of fields ("islets") they use. The LPIS shows that islets with the main irrigated crops (maize, fruits, and maize seeds) are located along the banks of the Aveyron River.

1.2 The modeling platform: MAELIA

MAELIA (Multi-Agent for Environmental norms Impact Assessment, maelia-platform.inra.fr) is a simulation and modeling platform originally created to study environmental, economic and social impacts of water-regulation options at the watershed scale (Gaudou et al., 2013). It consists of three main modules: agricultural, reflecting farmers' behavior and plant growth; hydrological, simulating water flows (based on SWAT-model equations, Arnold et al., 1998); and regulatory, representing water releases and restrictions. Farmers are modeled as agents who implement crop-management decisions (tillage, sowing, irrigation, harvest, etc.) at the field scale depending on vegetation stage, environmental conditions, available equipment and workforce. Crop-management decision rules are defined for each combination of soil type \times crop \times crop sequence \times irrigation equipment according to observed practices. Plant growth is based on plant characteristics, development stage and soil humidity (AqYield model, Constantin et al., 2015).

MAELIA outputs, at multiple scales, the values of most of the variables simulated, especially water flows, withdrawals, agricultural production, gross margin, releases from reservoirs, water restrictions, and the workload of crop-management operations. One main application of the model is to assess effects of changes, e.g. in water management or climate. Studied changes are translated into modified model inputs, e.g. new crop-management rules, crop distributions, water regulations or climate data, and the simulation outputs are compared to those of the reference situation.

1.3 Water-management alternatives studied

By analyzing the gray literature, we identified several strategies that are traditionally suggested as able to solve water-imbalance problems. Considering MAELIA specifications, we selected strategies that could be implemented in the modeling platform. We then organized a workshop with a group of eight local stakeholders (from State agencies, local communities and the civil society) to select four water management strategies that they were “more eager to learn about”. Using our own expertise, stakeholder comments, and results of previous studies (Murgue et al., 2015), we converted the narrative and qualitative expression of these four strategies into quantitative descriptions adapted to our study area. The resulting four alternatives are described below.

1.3.1. Alternative 1: reduced irrigated area

Reducing the irrigated area is the most straightforward mechanism to reduce the amount of water withdrawn from the environment. It can be done by increasing the area of rain-fed cropping systems, either on each farm or in certain zones of the watershed. Stakeholders preferred the latter approach based on environmental concerns, aiming to reduce water use in areas with natural hydrology (i.e. without flow support) by stopping withdrawals there and to favor water purification by re-introducing grassland. This alternative was implemented in MAELIA as follows:

- All fields withdrawing water from flow-supported zones (the Aveyron River and southern Lère River) and collective reservoirs were not modified
- The steepest 50% of remaining fields (by area) were converted into permanent grasslands (rain-fed)
- The remaining fields kept their initial crops but became rain-fed. The only exception was seed-crop fields. Since irrigating them is a contractual obligation, they were converted into straw cereal fields (rain-fed)

As a result, 22% of the initial irrigated area of the study area became rain-fed, mainly in the north and in patches in the southern hillsides.

1.3.2. Alternative 2: decision-support tool

Optimizing irrigation by managing water inputs better (“the right amount of water at the right moment”) is one of the strategies most frequently recommended to reduce withdrawals within an efficiency paradigm (Duru et al., 2015). Decision-support tools combined with humidity sensors can help farmers to more closely match irrigation with crop water needs.

We mimicked tool-assisted irrigation by activating a “theoretical irrigation strategy” in MAELIA (described in detail (in French) on the MAELIA website: <http://maelia.platform.inra.fr/modeles/processus-agricoles/regles-de-decisions-sir/irrigation/>). According to this strategy, irrigation is launched based on a water-need satisfaction index (real transpiration/maximum transpiration) calculated by AqYield each day. Irrigation is delayed until the satisfaction index falls below a threshold that depends on the vegetation stage, with a maximum of 0.9 around flowering. This theoretical irrigation strategy changed only the moment at which irrigation was launched (not the amount applied) and was applied to all irrigated field crops.

1.3.3. Alternative 3: large substitution reservoirs

The study area has more than a thousand small individual reservoirs, which are criticized because they intercept a large quantity of water, including that from summer storms, are not used optimally and are unregulated. Stakeholders suggested modeling the merger of these storage capacities into large disconnected reservoirs that are filled during winter by pumping in the Aveyron River (“substitution” reservoirs) to reduce pressure on the low-water period and improve the ecological and physicochemical quality of most rivers. This idea was not presented as a realistic option for the future but as insight into the debate about storage infrastructure and the only supply-management alternative.

To implement this alternative, we simulated an increase in the storage capacity of two existing reservoirs to the south of the Aveyron River, creation of a new large reservoir to the north, and removal of all individual reservoirs (as if they had been naturally filled with sediments after being abandoned). The storage capacity added (southern) or created (northern) equaled the total storage capacity of all individual reservoirs in each area. The existing southern reservoirs gained a total of 2.7 hm³ of water (for a total capacity of 9.3 hm³) and the new northern reservoir contained 3.9 hm³. All direct withdrawals from rivers and aquifers remained unchanged.

1.3.4. Alternative 4: crop rotation

To reduce irrigation withdrawals, water-demanding crops can alternate with crops that demand less water over time. Crop rotation is an agroecological practice that is recommended not only to reduce

irrigation, but also to preserve soil quality and reduce pest damage within a biodiversity-based or ecological intensification paradigm (Duru et al., 2015). We implemented this alternative in MAELIA by converting all mono-cropped maize fields (grain or seed), i.e. approx. 3 700 ha, to a four-year crop rotation that is already applied in the area: sunflower – straw cereal – oilseed rape – maize. The first-year crop differed among the fields of each farm to balance agricultural production over the years.

1.3 Simulation and analysis

We ran MAELIA for all alternatives and the reference situation for the period 2001-2013. Climate data were obtained from the SAFRAN dataset of Météo France (Vidal et al., 2010). Most agricultural input data for fields and islets came from the database developed by (Murgue et al., 2016). To update the crop and crop-sequence data for each field, we applied the same procedure as Murgue et al. (2016) with the then-most-recent (2014) version of the French Land Parcel Identification System geographic database. We also updated economic data (sale prices and charges) using 2015 data from agricultural support services and the regional union for seed-maize breeders.

We used MAELIA simulations to generate a series of trend and dynamic indicators and to compare each water-management alternative to the reference situation. All trend indicators were inter-annual means (from 2001-2013) of single annual values (e.g. water returns to the environment, crop yields), daily sums (e.g. water withdrawals) or daily means (for flow estimates) for the entire calendar year or only the low-flow period (June-September). Results for trend indicators were calculated as the percentage change from the reference situation. For water withdrawals and river flows, we calculated dynamic indicators (i.e. time series) as 10-day means of daily values.

1.4.1 Water-management indicators

The amount of water withdrawn is the key constraint in water management. The higher and longer the peak of withdrawals, the more difficult it is to manage the water resource. In addition, because areas with water imbalances must reduce the amount of water withdrawn (decree no. 2007-1381 of the French Environmental Code), a decrease in annual withdrawals also means better compliance with regulations. Consequently, we calculated cumulative withdrawals (*CW*) on an annual basis to obtain a general view and calculated withdrawals on a 10-day basis to investigate their dynamics.

The volume of water released from reservoirs (*RR*) to support river flows is another indicator useful for water management. It indicates the extent to which the water system has been altered by humans and is a proxy for water-management costs, since flow-support costs (building and maintaining public

infrastructure and contracts with hydropower companies) are financed with public money. It is an output variable of MAELIA that was simulated at a daily time step and summed for the entire year.

The duration of river flow below LWRF (CR), calculated as the number of days per year below LWRF, enables water management to be assessed in the face of water regulations and water-use conflicts, since LWRF is a legal norm, and river flow below it is synonymous with water restrictions.

1.4.2. Environmental indicators

LWRF is also an environmental norm used to assess the quantitative water status of rivers. The longer that river flow falls below LWRF per year, the more the water imbalance is structural (as opposed to being episodic), with long-term consequences for river functioning and associated ecosystems. Indicator CR , the number of days per year below LWRF, was used to assess the influence of alternatives on the frequency of environmental crises.

Another environmental indicator considered was mean flow (M). MAELIA has been validated for the low-flow period, which is the most critical period and the one that concentrates the most water uses (agricultural and recreational). We simulated daily flows at the Aveyron outlet and calculated a trend indicator (mean of the entire low-flow period) and a dynamic indicator (10-day means of daily values). Indicator M thus complements indicator CR , which focuses on critical episodes.

To consider effects on the hydrological cycle, we calculated a third indicator (RE), which corresponds to the volume of rainwater returned to the environment, i.e. to water tables, lakes and rivers. RE equals the annual balance of water entering water bodies (drainage (D) and runoff (R) from fields (calculated by AqYield) minus the water leaving water bodies (irrigation withdrawals (I)).

Although RE is considered an important indicator of sustainability (Amigues et al., 2006), farmers may also consider it an indicator of wasted rainwater (i.e. available but not used).

1.4.3. Agricultural indicators

Agricultural indicators were calculated only for field crops, i.e. those grown for grain. Other crops (trees, grasslands and maize silage) were excluded from indicator calculation because AqYield, used to estimate agricultural production, was not calibrated or validated for them and/or because their economic value was difficult to estimate.

We calculated agricultural production (P), in tons, as the sum of the production of all field crop in the study area to assess effects on the agricultural sector and local economy.

Field-crop yield (Y), in tons per ha, was calculated as P divided by the total area of field crops (A) in the study area.

The gross margin is an accounting value common at the farm scale; at the landscape scale, it reflects the average benefit that farmers as a group receive from farming, but not the economic health of their farms. We calculated GMH , in euros per ha, as the sum of gross margins generated by all field crops (GM) in the study area divided by A .

2. Results and discussion

Table 1. Comparison of four contrasting water management alternatives to a reference situation using trend indicators (inter-annual means) from 2001-2013. Indicators related to water management (CW, RR, and CR) changed more than other indicators. The crop rotation alternative had the largest trade-offs between water management/environmental indicators and agricultural indicators.

				Reference situation	Alternatives			
Indicator	Calculation	Period considered	Inter-annual mean	1. Reduced irrigated area	2. Decision-support tool	3. Large reservoirs	4. Crop rotation	
Water management	<i>CW</i>	Sum of daily withdrawals	Entire year	13.4 hm ³	-12%	-33%	+24%	-42%
	<i>RR</i>	Sum of daily reservoir releases	Entire year	5.3 hm ³	-2%	-18%	-6%	-26%
	<i>CR</i>	Number of days below LWRP	Entire year	43 days	-1%	-11%	-6%	-14%
Environment and hydrology	<i>M</i>	Mean of daily flows	Low flow (June-Sept.)	11.8 m ³ /s	+0.1%	+1.7%	+1.3%	+2.7%
	<i>RE</i>	Annual value of D+R-I	Entire year	274 mm	+1.1%	+2.3%	-1.8%	+6.0%
Agriculture	<i>P</i>	Sum of field-crop production	Entire year	119 030 t	-11%	-0.4%	+3.5%	-12.0%
	<i>Y</i>	Annual value of P/A	Entire year	5.6 t/ha	-3.9%	-0.4%	+3.5%	-12.0%
	<i>GMH</i>	Annual value of GM/A	Entire year	505 €/ha	-2%	-1%	+9%	-9%

2.1 Effects on water management

Compared to the reference situation, cumulative withdrawals significantly decreased with crop rotations (alternative 4, -42%), decision-support tools (alternative 2, -33%) and, to a lesser extent, reduced irrigated area (alternative 1, -12%) (Table 1). Crop rotation and reduced irrigated area flattened the withdrawal peak during the irrigation season because the new cropping systems required less water (Fig. 3). Decision-support tools reduced the intensity and duration of withdrawals (from mid-May to September) because, outside of this period, soils were wet enough to satisfy most water needs. The large-reservoir alternative (alternative 3) increased withdrawals by 24%. Since the water pumped into reservoirs in winter was available to all farmers who irrigated, the storage capacity of their individual reservoirs no longer limited withdrawals, and the demand for agricultural water was met more easily.

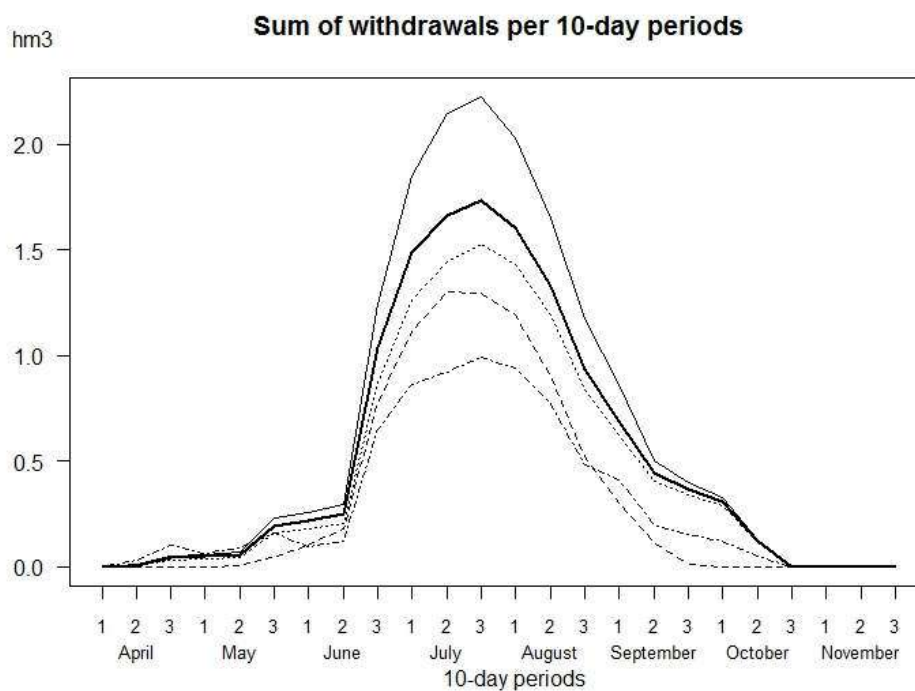


Fig. 3 Cumulative volume of water withdrawn for irrigation per 10-day interval (2001 -2013 inter-annual mean). The “large reservoir” alternative (thin solid line) increased the peak of water withdrawals compared to the reference situation (thick solid line). Conversely, “decision-support tools” (dashed line) decreased withdrawals and shortened the irrigation season; “reducing the irrigated area” (dotted line) and “crop rotations” (dashed-dotted line) slightly decreased withdrawals for the entire irrigation season.

Decision-support tools (alternative 2) and crop rotations (alternative 4) significantly reduced the quantity of flow-supporting releases. Annual flow-support depends on the number of days below LWRF, which triggers a water release. It also uses estimated agricultural water needs to determine the amount

to release. Crop rotation reduced both factors (water needs and number of days below LWRF), while decision-support tools influenced flow-support mainly by reducing the number of days below LWRF (CR, Table 1). The decrease in flow-support releases was small when irrigated area was reduced (alternative 1), since the decrease in withdrawals was both small and far from the Aveyron River. Likewise, large reservoirs (alternative 3) reduced the number of days below LWRF without changing water needs, which limited the reduction of flow support.

Restricting use is another strategy for managing water. The alternatives' effects on restrictions (approximated by CR, Table 1) logically followed the observed trend in flow support, with crop rotation and decision-support systems restricting water use the least.

In sum, crop rotations and decision-support tools reduced farmers' water demand and consequently their withdrawals, eased water management and reduced its cost. The effects of reducing the irrigated area on withdrawals were too localized to reduce the use of water management tools (water releases and restrictions). The large-reservoir alternative significantly increased withdrawals without increasing restrictions or the quantity of flow support (and even decreasing them a little). This alternative could have advantages from a water quantity viewpoint when food security is an issue and is limited by water inputs. Conversely, it seems counterproductive in contexts in which the focus is to reduce water consumption (as in the study area).

2.2 Effects on the environment

Alternatives had little impact (a 0-3% increase from the reference flow, Table 1) on the mean water flow during summer simulated at the Aveyron outlet. Impacts on withdrawals and impacts on flows differed because the Aveyron is large and long, and its flow depends mainly on upstream processes and less so on downstream processes. Crop rotation had the strongest impact on the Aveyron flow (+2.7%), followed by decision-support tools (+11.7%) and large reservoirs (+1.3%). These impacts were far greater on the number of days below LWRF due to threshold effects: a relatively small increase in river flow could cause it to exceed the LWRF.

Alternative 4 reduced maize cropping by 75% in fields that were initially mono-cropped (due to the four-year rotations), which were located mainly in the Aveyron alluvial plain. Consequently, this alternative had a direct and relatively large impact on flow of the Aveyron in summer. This impact was even larger from the end of June to the end of July (Fig. 4), i.e. when maize requires the most water. In comparison, the effect of reducing the irrigated area (alternative 1) was negligible. Although this alternative implies drastic changes to certain fields, the area converted to rain-fed crops had a small

cumulative water demand and lay far from the flow-measurement point (the Aveyron outlet). In alternative 2, decision-support tools were applied to all irrigated fields, regardless of crop species. Water needs varied over time among crops, and therefore among fields. Consequently, this alternative induced a relatively small and constant increase in flow of the Aveyron (+0.2 to +0.3 m³/s) from mid-June to September (Fig. 4). In late summer, when flow is usually lowest, this alternative outperformed crop rotations because irrigation was stopped early. In the large-reservoir alternative (alternative 3), storage occurred in winter and was geographically concentrated. The rainwater that filled the small reservoirs during summer in the reference situation flowed into rivers instead, which explains the slight increase in flow during this season (Table 1 and Fig. 4).

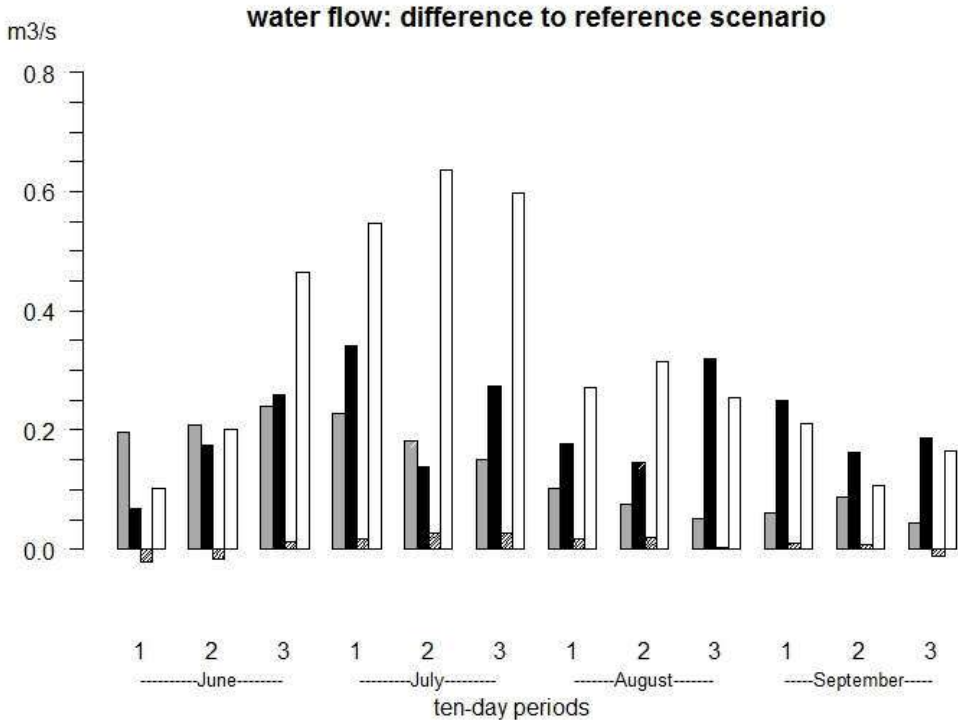


Fig. 4 Change in the mean flow of the Aveyron River for each simulated water management alternative from the reference situation per 10-day interval (2001-2013 inter-annual mean).

Alternatives 4 “Crop rotation” (white) and 2 “Decision-support tools” (black) increased the flow in summer more than alternatives 1 “Reducing the irrigated area” (striped) and 3 “Large reservoirs” (gray).

Crop rotations returned the most water to the environment (+6%, Table 1), mainly by reducing withdrawals (section 3.1). Decision-support tools, although they also reduced withdrawals, decreased drainage, which caused the amount of water returned to the environment to increase only slightly

(+2.3%). This agrees with studies on water optimization technologies, such as that by (Ward & Pulido-Velazquez, 2008), who warned that the decrease in drainage can negatively affect the gain obtained by reducing withdrawals, especially when associated economic benefits cause the irrigated area to increase, which depletes return water flows. The large-reservoir alternative was the only one that decreased slightly (-1.8%) the amount of water returned to the environment, due to more withdrawals, a trend that could erode the resilience of the water system over time.

On the whole, crop rotation and decision-support tools seem suitable alternatives to reduce the occurrence of critical episodes in the water environment. In addition, crop rotations have a non-negligible positive effect on other hydrological indicators (*RE* and *M*), which could induce long-term improvements when crop rotations are part of an agroecological cropping system (e.g. with intercrops and reduced tillage) (Hobbs et al., 2008; Thierfelder & Wall, 2010). This alternative could also postpone the beginning of the low-water period because it significantly increases river flow in the first month of summer. Effects of the large-reservoir and reduced-irrigated-area alternatives on the environment, although small from a quantitative point of view, deserve further investigation. More particularly, these alternatives were designed to address aquatic biodiversity and water-quality issues, both of which are beyond the scope of MAELIA and therefore were not assessed.

2.3 Effects on agriculture

Production of field crops was not influenced by the decision-support tool alternative (alternative 2) but was increased slightly (+3.5%) by the large reservoir alternative (alternative 3) because farmers more easily met the demand for water. Economically, the gain in production induced by the latter alternative was larger ($\Delta GMH=+9\%$), due to the added-value of seed maize and maize crops, which benefits most from a more secure access to water.

The unchanged level of production observed with the decision-support tool alternative was due to the “theoretical irrigation strategy” used in the model. This strategy adjusts irrigation operations to the needs of plants to meet their potential yields (calculated by AqYield) when the water resource is sufficient and available, i.e. when the workforce is available and no restrictions occur. Testing crop irrigation based on the theoretical strategy in experiments would help to confirm the potential of the decision-support tool alternative to maintain high yields. Like production, the gross margin of field crops was also maintained, but this result should be treated cautiously. First, if a fixed cost (resource access fee) is considered, economic losses could increase, because it is far more expensive than water use fees (around 0.005 €/m³). Second, the revenue simulated by the model considers only the quantity

produced, not its quality. Reduced irrigation for certain crops, such as wheat, can decrease the quality, e.g. protein content (Guttieri et al., 2000), and reduce the gross margin derived from growing them.

Reducing the irrigated area and implementing crop rotations (alternatives 1 and 4) decreased the production of field crops by more than 10% (Table 1). This decrease could impact the local economy because the downstream Aveyron watershed is a zone of maize and seed production that benefits from established supply chains in the region. For the crop-rotation alternative, production decreased because the new crops alternated with maize produced less ($\Delta P = \Delta Y = -12\%$, Table 1). From the farm-economy perspective, the loss of maize and seed areas is detrimental ($\Delta GMH = -9\%$) because they generate the highest gross margins among field crops. For the reduced-irrigated-area alternative, most of the decrease in field-crop production was due to converting field crops into grasslands (which were not considered in the P indicator). Unlike production, field-crop yields decreased less (-3.9%). This small decrease was caused by seed fields converted into straw-cereal fields and stopping irrigation of some grain-maize crops. Although the gross margin of field crops decreased only slightly (-2%), the gross margins of farms that convert fields into grasslands would likely decrease, especially because natural grasslands are not greatly valued in a context of declining livestock farming.

In the end, the large-reservoir alternative was the only one able to maintain the agricultural economy at the current level in the current context. Decision-support tools can help maintain high yields, but they can also decrease crop quality. Crop rotations and reduced irrigated areas have substantial negative effects on field-crop production and decrease farm- and local economies. However, if the agricultural water tariff were to change (e.g. with higher use fees and smaller access fees), as the European Commission and the French General Accounting Office recommend, the gross margin could increase for the least water-consuming alternatives (crop rotations and decision-support tools). Additionally, if contracts for seed production became less attractive or maize prices collapsed, the negative economic results for the crop-rotation alternative would require revision. On the whole, economic results are the most sensitive to exogenous changes and should not be assumed to remain consistent in the long term.

2.4 Key insights from the method and perspectives for improvement

Our integrated modeling approach identified a “no-regrets” alternative: the decision-support tool. This alternative appeared beneficial to the water management system and, to a lesser extent, to the environment, at nearly no cost to the agricultural economy. However, this conclusion depends greatly on the initial gap between current irrigation practices and crop water needs. In addition, this alternative can increase the irrigated area (not considered in the model). The accuracy of the theoretical irrigation strategy for different crops has not been tested in practice.

The crop-rotation alternative had the most contradictory results since it was the most promising for the environment and water management but the most detrimental to the economy. These negative economic results, however, may need to be reconsidered given the volatility of agricultural prices, potential changes to the water tariff and climate variability. In addition, the environmental performance of crop rotations could improve when they are combined with other agroecological techniques (currently under study for modeling in the MAELIA platform). Unlike optimization strategies, such as the use of decision-support tools, implementing crop rotations provides great potential for addressing diverse environmental challenges and not only improving river flows .

Results for the large-reservoir alternative indicated that merging storage capacities increases water availability and hence withdrawals. The increase in withdrawals contradicts the orientation of water policies, but secures the production of crops with high added-value (maize and seeds) and consequently maintains the agricultural economy without negative impacts on low-flow hydrology and management. However, this alternative has the highest uncertainties, which MAELIA cannot address in its present state. Uncertainties include water storage issues (Carlier et al., 2016b), such as physicochemical and ecological qualities of water, as well as hydrological dynamics throughout the water cycle, including the high-water period and flooding episodes. In addition, this alternative is the least realistic because it implies connecting each irrigated field to a reservoir using kilometers of pipes.

The reduced-irrigated-area alternative had the smallest effect on the indicators studied, although it was the only one that stopped irrigated agriculture in certain parts of the watershed. This alternative also suffered most from limits of the model's domain of validity. Since SWAT model estimates of water flows have been calibrated/validated only for large rivers, we could use river-flow predictions only for the Aveyron outlet. We thus excluded impacts on upstream areas and small rivers, which are influenced the most by the stopping of irrigation. Additionally, because the AqYield submodel of plant growth was created only for field crops, we could not use its production estimates for grasslands or trees; consequently, our agricultural indicators were only partly relevant for this alternative.

On the whole, our integrated assessment method helps to understand potential quantitative outcomes of contrasting agricultural water-management strategies. Nonetheless, it does not investigate how to implement the alternative strategies and does not completely explore the range of their potential impacts. Therefore, results of our assessment should not be perceived as recommendations for designing policies, but as new insights in the current debate on the sustainability of mixed irrigated/rain-fed farming systems (Amigues et al., 2006; Debaeke & Aboudrare, 2004) and on the relevance of different forms of agricultural modernization (Duru et al., 2015), from the perspective of water resources.

3. Conclusion

Structural changes are needed to recover water balance in certain watersheds and to anticipate the future risk of imbalance in others. We used MAELIA to develop and implement an integrated assessment method to explore impacts of four water-management alternatives in an agricultural watershed that experiences water imbalances. The four alternatives – reducing irrigated area, assisting irrigation with decision-support tools, merging storage capacities into large auxiliary reservoirs, and implementing crop rotations – were assessed based on eight indicators that considered effects on water management, the environment and agriculture.

All alternatives except the large-reservoir alternative significantly reduced cumulative water withdrawals, sometimes drastically, but the impacts of these water economies on other indicators varied greatly. The decision-support-tool alternative, which represents an efficiency paradigm for agriculture, seems a “no-regrets” alternative because it has a positive influence on water management and the environment at nearly no cost to the agricultural system.

Conversely, the crop-rotation alternative, representing an ecological intensification paradigm, has the most contradictory results: the highest performance for water management and the environment but the lowest performance for agriculture. This alternative, however, could encourage other agroecological practices and provide greater environmental benefits in the long term.

The reduced-irrigated-area and large-reservoir alternatives provided the most debatable results, given model limitations and the context of the watershed studied.

Overall, we provided new insights into the debate on the most sustainable strategies to address water imbalances. The method could be further developed and applied to new areas and alternatives to deepen our understanding of farming systems’ abilities to adapt to future challenges.

References

- Amigues J-P, Debaeke P, Itier B, et al (2006) Adapter l’agriculture à un risque accru de manque d’eau. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA. France
- Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA J Am Water Resour Assoc* 34:73–89
- Bergez JE, Leenhardt D, Colomb B, et al (2012) Computer-model tools for a better agricultural water management: Tackling managers’ issues at different scales – A contribution from systemic agronomists. *Comput Electron Agric* 86:89–99. doi: 10.1016/j.compag.2012.04.005

- Carluer N, Babut M, Belliard J, et al (2016) Joint collective assessment: cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment. *Rapp Synthèse*
- Constantin J, Willaume M, Murgue C, et al (2015) The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil water content for irrigated crops equally well with limited data. *Agric For Meteorol* 206:55–68. doi: 10.1016/j.agrformet.2015.02.011
- Davies WJ, Zhang J, Yang J, Dodd IC (2011) Novel crop science to improve yield and resource use efficiency in water-limited agriculture. *J Agric Sci* 149:123–131. doi: 10.1017/S0021859610001115
- Debaeke P, Aboudrare A (2004) Adaptation of crop management to water-limited environments. *Eur J Agron* 21:433–446. doi: 10.1016/j.eja.2004.07.006
- Duru M, Therond O, Martin G, et al (2015) How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agron Sustain Dev* 35:1259–1281. doi: 10.1007/s13593-015-0306-1
- Erdlenbruch K, Loubier S, Montginoul M, et al (2013) La gestion du manque d'eau structurel et des sécheresses en France. *Sci Eaux Territ Numéro* 11:78–85
- Figureau A-G, Montginoul M, Rinaudo J-D (2015) Policy instruments for decentralized management of agricultural groundwater abstraction: A participatory evaluation. *Ecol Econ* 119:147–157. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.08.011
- Gaudou B, Sibertin-Blanc C, Therond O, et al (2013) The MAELIA multi-agent platform for integrated analysis of interactions between agricultural land-use and low-water management strategies. In: *International Workshop on Multi-Agent Systems and Agent-Based Simulation*. Springer, pp 85–100
- Gordon LJ, Finlayson CM, Falkenmark M (2010) Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agric Water Manag* 97:512–519. doi: 10.1016/j.agwat.2009.03.017
- Guttieri MJ, Ahmad R, Stark JC, Souza E (2000) End-Use Quality of Six Hard Red Spring Wheat Cultivars at Different Irrigation Levels Univ, of Idaho Agric. Exp. Stn.. manuscript no. 99705. *Crop Sci* 40:631–635. doi: 10.2135/cropsci2000.403631x
- Hobbs PR, Sayre K, Gupta R (2008) The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 363:543–555
- Molden D (2007) *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. Earthscan
- Murgue C, Therond O, Leenhardt D (2015) Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy* 45:52–63. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.01.011
- Murgue C, Therond O, Leenhardt D (2016) Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Land Use Policy* 54:339–354. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.02.020
- Olesen JE, Bindi M (2002) Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *Eur J Agron* 16:239–262. doi: 10.1016/S1161-0301(02)00004-7

- Pahl-Wostl C, Sendzimir J, Jeffrey P, et al (2007) Managing Change toward Adaptive Water Management through Social Learning. *Ecol Soc* 12:. doi: 10.5751/ES-02147-120230
- Pimentel D, Houser J, Preiss E, et al (1997) Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society. *BioScience* 47:97–106. doi: 10.2307/1313020
- Thierfelder C, Wall PC (2010) Rotation in conservation agriculture systems of Zambia: effects on soil quality and water relations. *Exp Agric* 46:309–325. doi: 10.1017/S001447971000030X
- Turrall H, Burke JJ, Faurès J-M (2011) Climate change, water and food security. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy
- Ullrich A, Volk M (2009) Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agric Water Manag* 96:1207–1217. doi: 10.1016/j.agwat.2009.03.010
- Vidal J-P, Martin E, Franchistéguy L, et al (2010) A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *Int J Climatol* 30:1627–1644. doi: 10.1002/joc.2003
- Ward FA, Pulido-Velazquez M (2008) Water conservation in irrigation can increase water use. *Proc Natl Acad Sci* 105:18215–18220. doi: 10.1073/pnas.0805554105
- (2017) Etude pour le renforcement des actions d'économies d'eau en irrigation dans le bassin Adour-Garonne - Tâches 3 et 4. Agence de l'Eau Adour-Garonne

Annexe 4

La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique.

Sandrine Allain*, Gaël Plumecocq*, Delphine Leenhardt*

* UMR AGIR (INRA / INPT)

24 Chemin de Borde Rouge - CS 52627

F-31326 Castanet-Tolosan Cedex, France

Contact : sandrine.allain@inra.fr

Comment construire un système de gestion quantitative de l'eau socialement acceptable ? Cette question est au cœur des réflexions politiques de l'« après-Sivens » dans les territoires où l'agriculture irriguée soutient l'économie locale. Sur l'aval du bassin de l'Aveyron, un territoire de 800 km² où maïs, fruits et semences sont cultivées grâce à l'irrigation, le déséquilibre entre offre et demande en eau est d'ordre structurel²⁹. Des restrictions d'usage sont arrêtées chaque année et constituent l'instrument privilégié de gestion de la demande en eau. Ce type de gestion pose de nombreux problèmes (problèmes d'anticipation, milieux comme « variables d'ajustement », exacerbation des conflits d'usage, etc.). Pour autant, les mesures qui ont suivi la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 ont, faute d'être acceptées par l'ensemble des acteurs concernés, soit avorté (plan de gestion des étiages) soit fait l'objet de dérogations importantes (réforme des volumes prélevables) (Debril & Therond, 2012).

« Si on n'est pas capable de travailler différemment en termes de gouvernance, concertation, etc., et ben on aura beau faire toutes les études techniques poussées et imaginables, on n'arrivera pas à mettre en œuvre de solutions. Moi j'en suis de plus en plus persuadé, et y'a pas que moi qui le dit. Pour autant ce

²⁹ (Erdlenbruch, Loubier, Montginoul, Morardet, & Lefebvre, 2013) distinguent manque d'eau structurel (phénomène durable) et manque d'eau conjoncturel (ou sécheresse), ce qui permet de séparer les politiques qui relèvent de la gestion conjoncturelle (comme les restrictions d'usages) de celles qui relèvent de la gestion structurelle du manque d'eau (telles que l'allocation de volumes prélevables)

processus est long et complexe, et il va frustrer un certain nombre d'acteurs qui considèrent qu'il faut aller plus vite ». Ce témoignage d'un agent de l'Etat illustre le fait que le problème de la gestion quantitative de l'eau se pose désormais autant en termes d'acceptabilité sociale (pouvoir mettre en œuvre des solutions) que d'optimisation (trouver le meilleur compromis technique). Il met également en évidence le dilemme entre la nécessité de renouveler les modes de gouvernance de la ressource en eau pour mieux tenir compte de la diversité des représentations du problème³⁰, et celle de parvenir à une solution efficace dans un temps limité. Ce dilemme engage des acteurs aux points de vue variés, un horizon temporel, une étendue territoriale comme espace de problème et espace de régulation de ces problèmes, et une solution à construire et à évaluer. Ces éléments qualifient une « situation de gestion » (Girin, 1990). Cette situation de gestion a pour objectif la résolution du déséquilibre hydrique ; en cela, il s'agit d'une situation de gestion environnementale (Mermet, 1991).

Nous abordons cette situation de gestion en développant et mettant en œuvre une évaluation multicritère multi-acteurs et spatialisée de scénarios de gestion quantitative de l'eau pour le territoire. Nous inscrivons notre démarche dans un cadre de « recherche ingénierique » (RI) (Chanal et al., 1997). Dans ce type de démarche, le chercheur est un « ingénieur-organisationnel » qui « conçoit l'outil support de sa recherche, le construit, et agit à la fois comme animateur et évaluateur de sa mise en œuvre dans les organisations, contribuant ce faisant à l'émergence de représentations et de connaissances scientifiques nouvelles » (Chanal et al., 1997). Cette recherche en cours nous permet de dégager des connaissances sur la situation étudiée (connaissances situées), sur la façon dont le chercheur-ingénieur peut s'en emparer (connaissances procédurales) et sur le concept de situation de gestion appliqué à un problème d'environnement (connaissances conceptuelles).

Aussi, après avoir situé et décrit la méthode, nous répondrons à trois types de questions qui relèvent respectivement de ces trois types de connaissances :

- Quels sont les éléments du problème de la gestion quantitative de l'eau sur l'aval du bassin de l'Aveyron qui émergent de la construction de critères et d'indicateurs d'évaluation?
- Comment la RI permet-elle d'aborder des situations de gestion environnementale ?
- Qu'apporte la démarche sur la compréhension des situations de gestion environnementale ? Ce dernier point nous permet de discuter l'émergence de la figure d' « ingénieur organisationnel »,

³⁰ Cette complexité est qualifiée de « complexité de sens » en gestion (Riveline, 1991) mais peut également être reliée à la prise en compte d' « incommensurabilités » (l'absence d'unité de mesure commune à un ensemble de valeurs plurielles) qui est aux fondements de l'économie écologique (Martinez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998; Munda, 2004).

dont le rôle consiste à représenter les situations problématiques de gestion environnementales sous une forme permettant d'engager l'action.

1. La démarche

-

1.1 *Éléments de contexte historique*

Au milieu des années 90, les recherches sur la gestion de l'eau à l'échelle du territoire s'organisent dans notre unité de recherche en partenariat avec les Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG)³¹, à une époque où la profession agricole raisonne essentiellement à l'échelle de l'exploitation et où les problématiques agricoles n'étaient pas encore prioritaires à l'Agence de l'Eau. L'année 2003 est marquée à la fois par un épisode de sécheresse exceptionnel et par le débat public sur le projet de barrage de Charlas³² qui remet en question l'agriculture irriguée. Ces événements pointent le besoin d'outils pour explorer et évaluer les alternatives en concurrence ; notre équipe se saisit de ce besoin et en fait une thématique de recherche. Pour les agronomes, simuler une dynamique de prélèvements d'eau nécessite d'avoir une représentation spatiale fine des systèmes de culture. C'est pourquoi une série de travaux de modélisation sont engagés. Ils se poursuivent par des réflexions sur la construction et l'évaluation de scénarios dans le cadre d'une interaction avec des acteurs de la gestion de l'eau (Clavel et al., 2012; Leenhardt et al., 2012). La thèse de C. Murgue (Murgue, 2014) permet de dérouler une démarche de modélisation – conception – évaluation pour construire avec des acteurs d'un territoire dit « à enjeu », l'aval du bassin de l'Aveyron, des alternatives de distribution spatiale des systèmes de culture.

Ces travaux et les réflexions qu'ils ont ouvertes se poursuivent donc aujourd'hui avec la conception et la mise en œuvre, sur ce même terrain, d'une méthode d'évaluation de scénarios contrastés de gestion quantitative de l'eau. La méthode reprend les aspects « multi-acteurs » et « spatialisé » apparus auparavant et y introduit la dimension « multicritère » afin de formaliser et de dépasser l'arbitrage classique entre débits des rivières et performances des exploitations.

³¹ La CACG est une Société d'Aménagement Régional avec *une mission générale de maîtrise de l'eau et une mission de développement des zones rurales.*

³² Le débat sur cette réserve de soutien d'étiage oppose deux projets visant à résoudre le déséquilibre structurel du bassin de la Garonne : la construction du barrage de Charlas et le projet ACOR (Alternatives à la Création de nOuveaux Réservoirs) qui propose une réduction de 15% de la sole irriguée (Cahier du Comité contre le Barrage de Charlas, 2003)

1.2 *Contexte scientifique de la démarche ingénierique*

Notre démarche de RI s'inscrit également dans une logique « post-normale » (Funtowicz et Ravetz 1990). Le terme « post-normal » se réfère à un ensemble de pratiques scientifiques adaptées à des situations où les « faits sont incertains, les valeurs en débat, les enjeux importants et les décisions urgentes », éléments qui modifient les conditions de production et de validation des connaissances (Funtowicz & Ravetz, 1990). Les évaluations multicritères sont particulièrement pertinentes pour aider les acteurs à formaliser les problèmes de gestion et pour rendre compte des éléments de perception qui cadrent les situations (Munda, 2004).

Les méthodes d'évaluation multicritère (EMC) sont des procédures qui permettent de comparer des alternatives à partir de critères et en fonction de jugements exprimés par les acteurs sur ces critères. Certaines méthodes d'EMC sont cohérentes avec une posture post-normale, notamment lorsqu'elles interdisent toute compensation entre critères (Munda, 2004) et/ou lorsqu'elles facilitent la délibération collective (Vatn, 2009). Ces deux usages des EMC reconnaissent qu'un même problème peut être représenté de multiples façons non-équivalentes (incommensurabilité technique) et qu'il existe des valeurs plurielles au sein d'une société qui ne peuvent être exprimées dans une unité de mesure commune (incommensurabilité sociale) (Martinez-Alier et al., 1998; Munda, 2004).

La méthode d'EMC que nous construisons s'inscrit plutôt dans une visée délibérative en y introduisant l'aspect spatial. Bien que l'évaluation multicritère spatialisée existe depuis le début des années 90 (Carver, 1991; Janssen & Rietveld, 1990), elle n'est quasiment pas utilisée dans des dispositifs délibératifs, évacuant ainsi pour partie la dimension spatiale des situations de gestion. Au contraire, nous posons l'hypothèse que la spatialisation constitue un élément important du problème de la gestion quantitative de l'eau et un moyen pour faciliter l'émergence de nouvelles connaissances et de représentations partagées.

1.3 *Méthode*

Les étapes des méthodes d'EMC sont classiquement : (1) La structuration du problème, qui consiste à définir les participants, les alternatives à comparer, les critères d'évaluation et le jeu d'indicateurs associé à chaque critère ; (2) La production des indicateurs ; (3) L'évaluation ; (4) L'analyse et la délibération collective. Nous revenons ici plus en détail sur la construction de la grille de critères d'évaluation et la définition des indicateurs (éléments de l'étape (1)).

1.3.1 Construction de la grille de critères d'évaluation : cadrage social de la situation

Dans la situation que nous étudions, les critères correspondent à des enjeux du territoire, exprimés par les acteurs de la gestion de l'eau et du territoire. Nous avons donc conduit 16 entretiens auprès de parties prenantes définies sur la base d'une analyse des jeux institutionnels (Gaulupeau 2010), complétée par de la bibliographie et l'expertise de collègues. Nous avons réalisé quatre entretiens exploratoires en août 2015, douze entretiens individuels sur jeu de cartes en avril – mai 2016 puis une réunion collective en juin 2016.

Les entretiens sur jeu de cartes s'inspirent de la méthode développée par (Barataud et al., 2015). L'acteur interrogé devait choisir trois cartes parmi quinze cartes (plus une carte blanche) figurant une thématique liée directement ou indirectement à la gestion quantitative de l'eau. La thématique était représentée au moyen d'un titre et d'un pictogramme (fig.1). Après avoir explicité son choix, il était possible à l'acteur interrogé d'ajouter deux cartes supplémentaires.

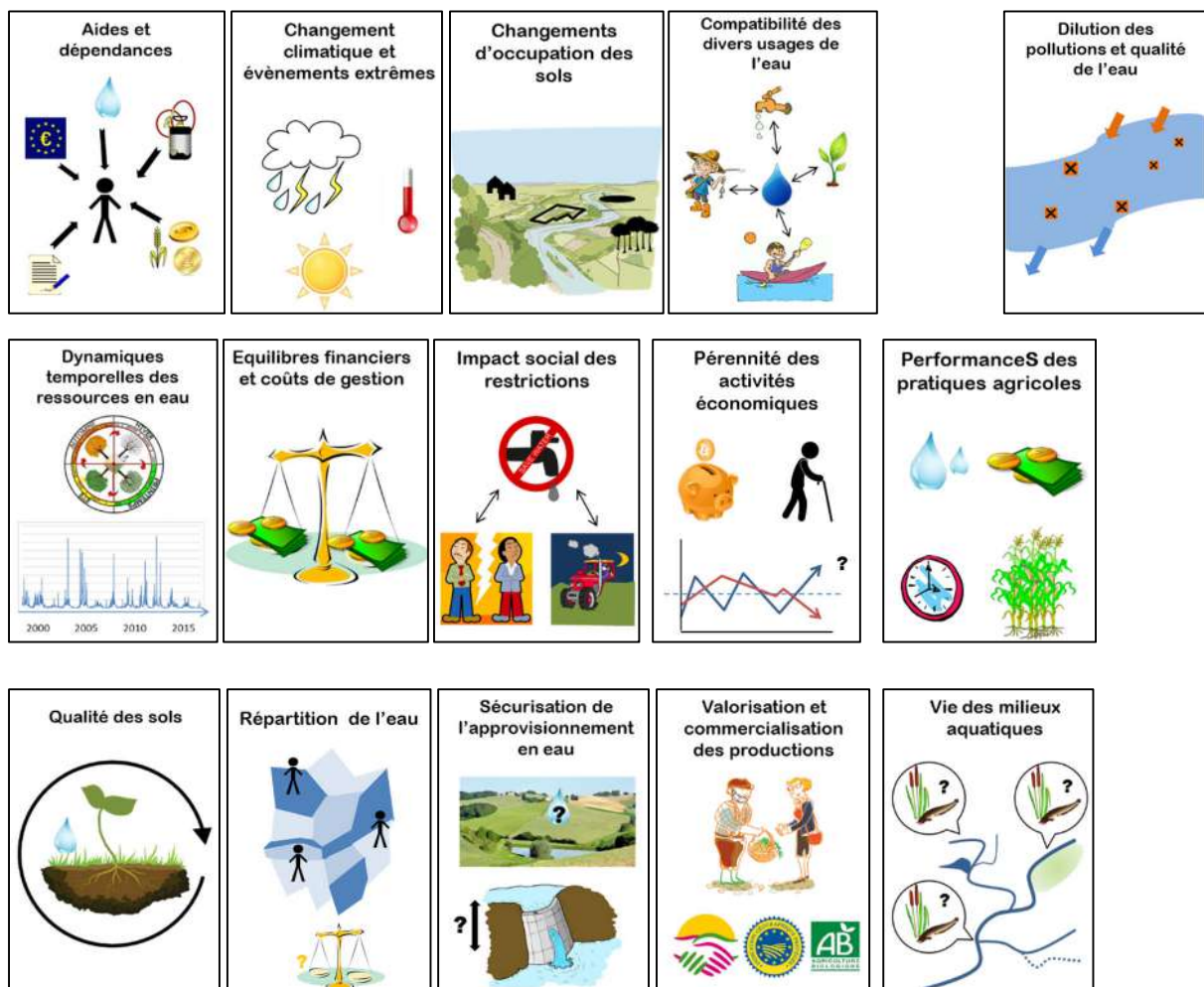


Fig. 1 Cartes utilisées lors des entretiens (complétées par une carte blanche)

Nous avons retranscrit puis analysé les entretiens en associant des critères et des sous-critères à des énoncés de discours. Nous avons ainsi obtenu, pour chaque acteur, une première forme d'arborescence de critères. Puis, en reprenant l'ensemble de ces arbres individuels, nous avons produit un arbre de critères synthétique qui a été discuté lors de la réunion collective. Les participants étaient invités à le compléter puis à s'accorder sur des modifications de l'organisation des critères proposée et des critères eux-mêmes.

1.3.2 Définition des indicateurs : cadrage technique de la situation

Les indicateurs, dans les dispositifs délibératifs, ont deux rôles : celui de décrire un critère ou une alternative, et celui de permettre l'expression d'un jugement (Frame & O'Connor, 2011). Dans la ligne du kiosque d'indicateurs de l'outil Kerbabel (O'Connor & Spangenberg, 2008), les indicateurs identifiés lors de l'étape 1 constituent des candidats qui pourront être ou non mobilisés par les participants lors de l'étape 3 d'évaluation.

Ces indicateurs ont été identifiés en deux temps. D'abord, l'analyse des entretiens a permis d'en dégager un certain nombre. Ceux ne pouvant être évalués *ex ante* ont été substitués par des indicateurs d'évaluation *ex ante* grâce à des recherches bibliographiques complémentaires. Ensuite, nous avons consulté 9 groupes d'experts³³, au sein de l'INRA et d'autres organismes scientifiques, techniques, ou de conseil. Les experts devaient proposer des indicateurs pour les critères d'évaluation relevant de leurs champs de compétence. Un effort particulier était apporté pour définir les échelles spatiales et temporelles des indicateurs, leur mode d'estimation (simulation informatique, estimation qualitative à dire d'experts, narrations, etc.) et leur mode de représentation.

2. Connaissances situées

2.1 Entretiens sur jeu de cartes : les discours se structurent autour de thématiques-clés.

Nous illustrons, à partir des deux cartes les plus choisies, les différences de discours et de valeurs qui peuvent exister autour de thématiques communes.

³³ D'autres entretiens sont prévus.

La carte « dynamique temporelle des ressources en eaux », recouvre deux types de discours divergents, voire incompatibles entre eux. Selon un premier type d'acteurs, la variabilité des ressources en eau est une donnée naturelle (« L'eau tombe sur un territoire quoi ! [...] « Créer » de la ressource c'est ridicule en soi aussi »), et les acteurs doivent s'adapter à cette variabilité, voire l'entretenir (« Le régime hydrologique, faut le voir comme un poumon à l'échelle d'un cours d'eau »). A l'inverse, d'autres acteurs perçoivent cette variabilité comme étant celle d'un système anthropisé dans lequel les besoins des usagers (agriculteurs en premier lieu) se concentrent sur une période où la ressource n'est pas abondante. Ceci justifie de trouver des moyens pour réalimenter le réseau hydrologique pendant la période d'étiage et d'adapter l'offre en eau à la dynamique des prélèvements.

Une autre carte très fréquemment utilisée par des acteurs de (ou proches de) la profession agricole est celle de « performances des pratiques agricoles ». La question de l'« optimisation de l'eau » est évoquée à chaque fois, que ce soit pour réduire les charges d'irrigation afin de d'accroître la rentabilité des exploitations (cas du maïs-consommation), mieux valoriser des productions dont la qualité est très dépendante de la quantité et du moment de l'irrigation (fruits, blé dur), limiter la charge de travail liée à l'irrigation et ainsi pouvoir cultiver un maximum de surfaces malgré la diminution du nombre d'agriculteurs ou encore faciliter la transmission des exploitations à une génération attentive à l'équilibre entre vie professionnelle et personnelle. Cette optimisation peut aussi être une fin en soi, attachée à une certaine représentation des relations Homme-Nature.

Ainsi, si dans le cas de la « dynamique temporelle de la ressource en eau », les divergences suivent des lignes de séparation classiques opposant agriculteurs et personnes en charge de la protection des milieux, le cas des « performances des pratiques agricoles » montre aussi qu'une thématique en apparence fédératrice peut avoir des finalités distinctes et révéler une pluralité de valeurs au sein d'un même groupe de parties prenantes.

2.2 Critères et indicateurs : gérer les problèmes d'incommensurabilité à différents niveaux

2.2.1 Au niveau de la diversité et de l'organisation des critères

La grille de critères finale (fig. 3) fait ressortir des critères d'utilité (ce à quoi sert la gestion quantitative de l'eau), d'adaptabilité (ce qui permet au système de se maintenir dans la durée, même si les conditions extérieures changent) et d'acceptabilité (qui se réfèrent aux « moyens » employés). On voit donc apparaître trois plans de différenciation des discours. Par exemple, les discours sur l'optimisation de l'eau renvoient à la fois à des critères d'utilité (maintien de l'agriculture, richesses et emploi local),

d'adaptabilité (vulnérabilité aux changements socio-économiques, possibilités d'ajustement) et d'acceptabilité (efficacité de l'eau prélevée). L'expression et l'organisation des critères constituent donc un premier niveau d'explicitation des incommensurabilités sociales.

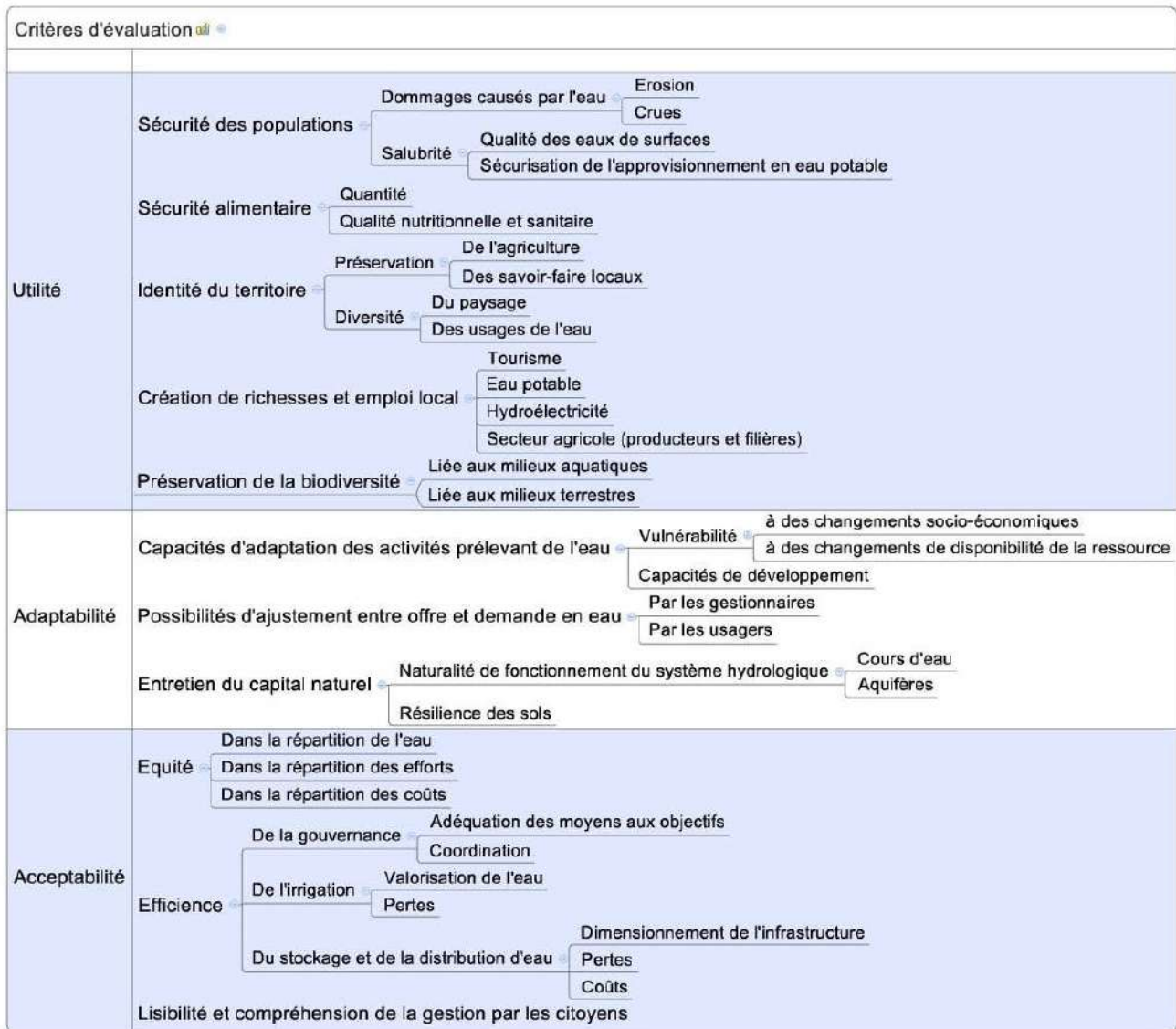


Fig. 2 Arbre synthétique des critères d'évaluations

Notons par ailleurs que cette grille de critères permet d'intégrer deux visions de l'acceptabilité. L'une, procédurale, est liée à la participation des différents acteurs et à la prise en compte d'une pluralité de points de vue. Cette approche de l'acceptabilité renvoie à la diversité des critères (et au-delà, au principe de l'EMC délibérative). L'autre, normative, s'appuie sur des valeurs publiques et s'exprime dans les trois critères dits d'« acceptabilité » (équité, efficacité, lisibilité et compréhension de la gestion de l'eau).

2.2.2 Au niveau des échelles spatio-temporelles des critères

Un critère d'évaluation exprimé pour un niveau d'organisation de référence (le territoire) peut être apprécié sur des étendues et à des résolutions³⁴ spatio-temporelles différentes. Cette pluralité est illustrée par l'exemple des critères d'utilité (pour la dimension spatiale) et des critères d'adaptabilité (pour la dimension temporelle).

Les critères d'utilité montrent qu'il n'est pas possible d'isoler une étendue spatiale (ici le territoire) lorsque l'on structure une évaluation. Les discours s'articulent en fait autour de trois étendues : ce qui est utile pour le territoire (développer l'économie locale, maintenir un paysage diversifié, assurer la sécurité des populations), ce qui est utile pour le territoire et aussi au plan national (emploi, maintien de l'agriculture comme activité qui valorise les territoires ruraux), ce qui est utile pour le territoire et aussi pour la planète (sécurité alimentaire, biodiversité). Dans certains cas, il peut être justifié de circonscrire l'évaluation à des zones spécifiques du territoire (par exemple, la biodiversité de conservation sur les ZNIEFFs, les dommages causés par les crues sur les zones inondables), ce qui multiplie encore le nombre d'étendues à considérer pour évaluer des alternatives de gestion.

De même, les critères d'adaptabilité renvoient à différents types de variabilités et d'incertitudes qui se distinguent par leur résolution temporelle. Ainsi par exemple, le fonctionnement « naturel » de l'hydrosystème intègre de la variabilité à différentes résolutions temporelles. Une résolution interannuelle met en exergue le module du cours d'eau : est-il très éloigné du module dit « reconstitué » ? Une résolution saisonnière permet d'évaluer si le régime hydrologique marque bien l'alternance hautes eaux / basses eaux. Enfin, une résolution journalière permet d'observer les débits pendant l'étiage (ou les crues) : passe-t-on sous une valeur-seuil qui compromet le fonctionnement du milieu ? L'évaluation doit donc embrasser ces différentes résolutions toutes légitimes, mais non commensurables et non-équivalentes.

2.2.3 Au niveau des indicateurs proposés par les experts

Nous avons fait appel à des experts pour renseigner et évaluer les critères au moyen d'indicateurs. Selon les experts, les indicateurs choisis peuvent être différents. Ils renvoient parfois à des visions distinctes du critère. Ainsi, les trois groupes d'experts mobilisés pour définir les indicateurs du critère « vulnérabilité aux changements socio-économiques » divergent sur deux plans révélateurs des

³⁴ Le terme d'échelle recouvre deux notions distinctes : l'étendue, qui est l'espace (ou la durée) sur lequel porte une analyse ; et la résolution, qui est l'unité d'espace (ou de temps) sur laquelle on réalise les observations.

désaccords et parfois de débats entre experts : (i) des désaccords sur le type d'indicateur (indicateur structurel vs. d'impact) et (ii) des débats sur les échelles spatiales de référence.

- (i) Un groupe d'experts a défini la « vulnérabilité aux changements socio-économiques » en décrivant la structure des exploitations agricoles ou du territoire agricole : indicateurs de diversité des surfaces agricoles, de diversité des sources de revenus, etc. Un autre groupe a proposé des analyses fréquentielles³⁵ : à partir de divers scénarios économiques, on compte le nombre de fois qu'un objectif donné est satisfait. Un troisième groupe se réfère à la sensibilité des marges de quelques systèmes d'exploitation en fonction des prix (tirés au hasard). Ces différents modes de calculs ne sont pas neutres sur la représentation du problème et les solutions à privilégier : les indicateurs structurels apprécient la vulnérabilité *a priori*, ce qui suggère implicitement que l'agriculteur est capable de maîtriser ou d'anticiper les impacts d'évènements exogènes ; en qualifiant des impacts et des niveaux d'incertitudes, les analyses fréquentielles et de variabilité focalisent le problème sur l'ampleur de l'aléa et insistent moins sur les capacités d'action des agriculteurs.
- (ii) Concernant la résolution, le premier groupe d'experts a proposé d'évaluer la « vulnérabilité aux changements socio-économiques » selon deux résolutions de référence : l'exploitation et le territoire agricole. En plus de ces deux résolutions, le second groupe a introduit le système de culture pour prendre en compte les enjeux des « filières » qui sont peu liés aux performances des exploitations considérées individuellement. Enfin, le troisième groupe a articulé son raisonnement autour du système de culture et du système d'exploitation. Les systèmes d'exploitation, représentés par quelques archétypes, auraient selon ce groupe une valeur informative supérieure à la simulation de chaque exploitation pour évaluer une dynamique territoriale.

Le choix des indicateurs constitue un exercice particulièrement pertinent pour expliciter ces incommensurabilités dites « techniques » (renvoyant à des procédures formelles d'agrégation d'information dans des indicateurs ou des critères), notamment celles liées aux résolutions spatio-temporelles. Le travail en groupe d'experts nous a également permis de montrer que le choix des indicateurs n'est pas neutre, qu'il cadre le problème d'une certaine manière et que ces représentations privilégient certaines solutions et/ou en excluent d'autres. Cela nous conduit ainsi à remettre en cause la distinction analytique entre incommensurabilités techniques et incommensurabilités sociales

³⁵ Et montrent leur incompréhension face à l'indicateur « diversité des cultures ».

(renvoyant à la possibilité d'agréger des préférences individuelles), dans la mesure où experts et acteurs de la gestion de l'eau et du territoire sont simultanément porteurs de connaissances et porteurs d'enjeux.

3. Connaissances procédurales : enseignements pour les recherches ingénieriques (RI) appliquées à des situations d'environnement

Les aller-retour entre terrain et théorie sont constitutives des RI. La façon dont le chercheur communique (Chanal et al., 1997) et réalise des traductions entre « monde virtuel » (simulations) et monde réel (Leenhardt et al., 2012) est donc fondamentale. Dans le cas des situations de gestion environnementales, le « terrain » regroupe des coalitions d'acteurs hétérogènes, parfois engagés dans des situations de conflit intense. La qualité de cette communication s'apprécie donc aussi par sa capacité à favoriser la diversité des acteurs investis dans la démarche et à donner à voir la logique des discours de tous ces acteurs en sortant des rapports d'opposition frontaux. Les évaluations multicritères permettent de gérer cela grâce à la formalisation d'une grille de critères qui doit être la plus « inclusive » possible (Belton et Pictet 1997). Les méthodes qui permettent de structurer des discours (entretiens sur jeux de cartes, (Barataud et al., 2015) ; méthode Q, (Barry & Proops, 1999) ; analyse de scénarios (Rinaudo, Moreau, & Garin, 2016)) nous semblent avoir un fort potentiel pour produire des grilles de critères adaptées à la complexité de sens des situations de gestion environnementales.

Par ailleurs, les situations environnementales engagent nécessairement un rapport au temps et à l'espace. Une démarche de RI sur ces situations doit expliciter cette dimension dans les représentations du problème à gérer. Les choix d'échelles spatio-temporelles co-déterminent d'autres choix, notamment celui des participants et celui des critères d'évaluation. (Raulet-Croset, 2008) montre ainsi par exemple comment, pour un problème de pollution de nappe phréatique, la définition d'une étendue spatiale détermine les acteurs à impliquer dans l'enquête. Notre cas d'étude insiste également sur ce point : la résolution spatio-temporelle rend visible la variabilité ou au contraire l'aplanit, influant potentiellement sur les résultats d'une évaluation. Produire des connaissances « actionnables » c'est donc aussi produire des connaissances « aux bonnes échelles ».

4. Connaissances conceptuelles : nouveaux éléments sur le concept de situation de gestion environnementales

Les situations de gestion environnementales mettent en scène des acteurs particuliers. (Journé & Raulet-Croset, 2008) identifient ainsi un « acteur-pivot » qui mène l'enquête, en prenant en charge la construction du sens de la situation et une part de responsabilité vis-à-vis de celle-ci. (Mermet, 1991),

quant à lui, donne corps à un « acteur d'environnement », moins souvent un individu qu'une coalition d'acteurs, qui organise la gestion intentionnelle du problème d'environnement, en amenant des acteurs de la gestion effective³⁶ à changer leurs pratiques. Notre analyse nous permet d'ajouter que la gestion effective s'opère souvent sur des étendues spatiales différentes de celles du problème d'environnement (Cumming et al., 2012; Pelosi, Goulard, & Balent, 2010), ce qui ajoute aux difficultés de prise en charge du problème (fig. 4). Ainsi, l'agriculteur agit sur le territoire de son exploitation (fig 4. A) ; l'entreprise d'hydroélectricité raisonne la production d'énergie à l'échelle nationale (fig. 4. B) ; une coopérative exerce son activité de conseil et de commerce auprès d'un ensemble d'agriculteurs qui ont les mêmes types de productions (fig 4. C) ; l'entreprise de semences de maïs passe des contrats qui concernent des îlots de production dispersés dans le monde (fig. 4. D) ; etc. Une des solutions pour l'acteur d'environnement peut alors être d'amener les acteurs de la gestion effective à intégrer une autre échelle de raisonnement. Cependant, dans les situations où le territoire d'effectivité de ces acteurs est, au moins pour partie, extérieur au problème d'environnement, engager des changements de pratiques visant à résoudre un problème d'environnement territorialisé peut se traduire par des effets – positifs dans le cas de synergies, négatifs dans le cas de transferts - sur d'autres espaces. La prise en compte de ces différents « espaces d'effectivité » est à notre connaissance une question non-résolue, mais fondamentale pour résoudre les problèmes de gestion d'environnement.

³⁶ La dialectique « gestion effective » / « gestion intentionnelle » est constitutive de l'analyse des situations de gestion environnementales (Mermet, 1991; Mermet, Billé, Leroy, Narcy, & Poux, 2005). La gestion effective renvoie au phénomène par lequel un ensemble d'acteurs influent effectivement sur l'évolution du problème d'environnement ; la gestion intentionnelle concerne les acteurs qui s'efforcent d'induire des changements en direction d'une résolution du problème.

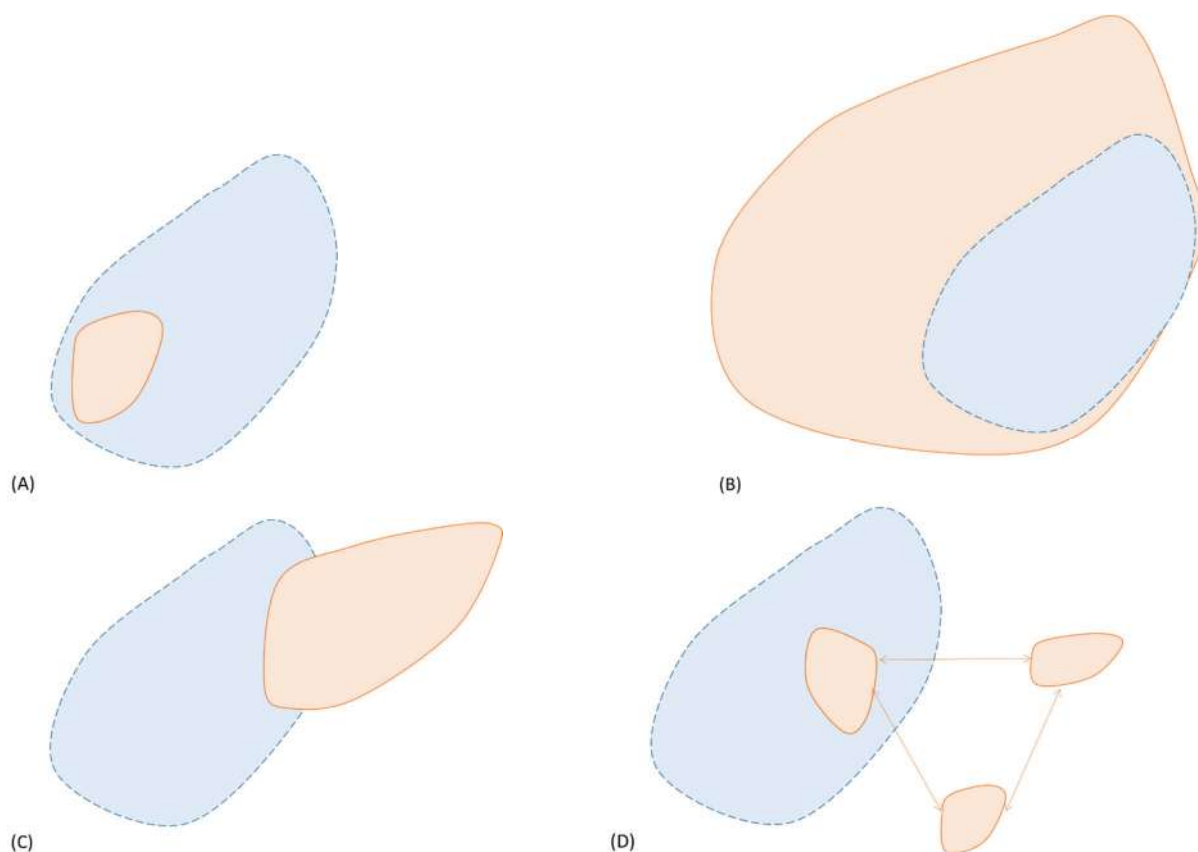


Fig. 3 Exemples de configurations dans lesquelles l'étendue du problème d'environnement (en bleu) et le territoire d'effectivité (en orange) ne coïncident pas.

Enfin, dans le contexte du développement d'approches dites « participatives », notamment sous l'impulsion politique (par exemple la convention d'Aarhus de 1998), il nous semble important de réfléchir à la place de l'« ingénieur organisationnel », qu'il soit ou non chercheur, dans les situations de gestion environnementales. Bien que lié à la gestion effective, l'ingénieur organisationnel n'est pas un acteur d'environnement car il n'endosse pas un rôle d'agent de changement en faveur de l'objectif environnemental pris en référence (Mermet, Billé, Leroy, Narcy, & Poux, 2005). Il ne construit pas non plus la situation tel l'acteur-pivot. L'« ingénieur organisationnel » contribue à définir des contours de la situation et des échelles (étendues et résolutions) d'évaluation, articuler des ressources et des points de vue au sein d'un modèle de représentation. Il produit des simplifications nécessaires à la clôture de l'enquête et à l'action. Par ce processus, cet acteur opère des différenciations non-neutres - ceux qui sont légitimes pour participer à l'évaluation et ceux qui en sont exclus (Vatn, 2009) ; ce qui est commensurable et ce qui ne l'est pas (Espeland & Stevens, 1998) ; les discours qui forment ou non un critère d'évaluation etc., qui font de lui une partie prenante de la situation de gestion à part entière.

Références

- Barataud, F., Arrighi, A. & Durpoix, A. (2015). Mettre cartes sur table et parler de son territoire de l'eau : un (en)jeu pour les acteurs ? *VertigoO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Volume 15 Numéro 3). Retrieved from <http://vertigo.revues.org/16766>
- Barry, J. & Proops, J. (1999). Seeking sustainability discourses with Q methodology. *Ecological Economics* 28(3): 337–345.
- Carver, S.J. (1991). Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems* 5(3): 321–339.
- Chanal, V., Lesca, H. & Martinet, A.-C. (1997). Vers une ingénierie de la recherche en sciences de gestion. *Revue Française de Gestion* (116): 41–51.
- Clavel, L., Charron, M.-H., Therond, O. & Leenhardt, D. (2012). A Modelling Solution for Developing and Evaluating Agricultural Land-Use Scenarios in Water Scarcity Contexts. *Water Resources Management* 26(9): 2625–2641.
- Cumming, G.S., Olsson, P., Chapin, F.S. & Holling, C.S. (2012). Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology* 28(6): 1139–1150.
- Debril, T. & Therond, O. (2012). Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en oeuvre de la réforme des volumes prélevables: le cas du bassin Adour-Garonne. *Agronomie, Environnement et Sociétés* 2(2): 127–138.
- Erdlenbruch, K., Loubier, S., Montginoul, M., Morardet, S. & Lefebvre, M. (2013). La gestion du manque d'eau structurel et des sécheresses en France. *Sciences Eaux & Territoires Numéro 11(2)*: 78–85.
- Espeland, W.N. & Stevens, M.L. (1998). Commensuration as a Social Process. *Annual Review of Sociology* 24: 313–343.
- Frame, B. & O'Connor, M. (2011). Integrating valuation and deliberation: the purposes of sustainability assessment. *Environmental Science & Policy* 14(1): 1–10.
- Funtowicz, S.O. & Ravetz, J.R. (1990). *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Springer Science & Business Media.
- Girin, J. (1990). L'analyse empirique des situations de gestion: éléments de théorie et de méthode. In *Epistémologies et sciences de gestion* (Economica.). Martinet et al. Retrieved from <http://crg.polytechnique.fr/fichiers/crg/publications/pdf/2009-02-17-1493.pdf>
- Janssen, R. & Rietveld, P. (1990). Multicriteria analysis and geographical information systems: an application to agricultural land use in the netherlands. In H. J. Scholten & J. C. H. Stillwell (eds.), *Geographical Information Systems for Urban and Regional Planning*. Springer Netherlands. Retrieved from http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-1677-2_12
- Journé, B. & Raulet-Croset, N. (2008). Le concept de situation : contribution à l'analyse de l'activité managériale en contextes d'ambiguïté et d'incertitude. *M@n@gement* 11(1): 27–55.

- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., ... Moreau, P. (2012). A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling & Software* 37: 125–133.
- Martinez-Alier, J., Munda, G. & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26(3): 277–286.
- Mermet, L. (1991). Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement? In *Annales des mines*. Dumas. Retrieved from <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=19790123>
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J. & Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Sociétés* 13(2): 127–137.
- Munda, G. (2004). Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research* 158(3): 662–677.
- Murgue, C. (2014). *Quelles distributions spatiales des systèmes de culture pour limiter l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau? Une démarche de conception évaluation sur le territoire irrigué de l'Aveyron aval*. Retrieved from <http://oatao.univ-toulouse.fr/13961/>
- O'Connor, M. & Spangenberg, J.H. (2008). A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. *Journal of Cleaner Production* 16(13): 1399–1415.
- Pelosi, C., Goulard, M. & Balent, G. (2010). The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139(4): 455–462.
- Raulet-Croset, N. (2008). La dimension territoriale des situations de gestion. *Revue française de gestion* (184): 137–150.
- Rinaudo, J.-D., Moreau, C. & Garin, P. (2016). Social Justice and Groundwater Allocation in Agriculture: A French Case Study. In *Integrated Groundwater Management*. Springer. Retrieved from http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-23576-9_11
- Riveline, C. (1991). De l'urgence en gestion. *Gérer et comprendre* 22: 82–92.
- Vatn, A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics* 68(8–9): 2207–2215.

Annexe 5

Post-normal science in practice: a method proposal and its application to agricultural water management.

Sandrine Allain^a, Gaël Plumecocq^b, Delphine Leenhardt^c

^aAGIR, Toulouse University, INRA, INPT, INP-EI Purpan, BP 52627, F-31326 Castanet-Tolosan Cedex, France, sandrine.allaingranet@gmail.com

^bAGIR, Toulouse University, INRA, INPT, INP-EI Purpan, BP 52627, F-31326 Castanet-Tolosan Cedex, France, gael.plumecocq@inra.fr

^cAGIR, Toulouse University, INRA, INPT, INP-EI Purpan, BP 52627, F-31326 Castanet-Tolosan Cedex, France, delphine.burger-leenhardt@inra.fr

Abstract:

Agricultural water management in a typical case of problems requiring a post-normal approach: when facts are uncertain, values in dispute, stakes high and decision urgent. Notwithstanding, putting in practice the principles of post-normal science is a difficult task, which challenges our capacity to bring together analytical and deliberative tools and methods, as well as our academic representations and models, as they often mask diversity. In this communication we report on a method we developed and implemented to have diverse stakeholders evaluate alternatives for water management in a French agricultural landscape suffering from water imbalance and social tensions. The method, which we labelled multi-actor multi-criteria evaluation combined with integrated assessment and modelling (MAMCE-IAM), is comprised of six steps: problem structuring, translation for modelling, integrated assessment and modelling, translation for evaluation, group evaluation and analysis and collective discussion. In the application of the method, we used the tool MAELIA, a modelling and simulation platform for water management issues, and the tool Kerbabel, a deliberation-support tool. The method proved successful in addressing post-normal challenges and especially useful for creating synergies between analytical stages and deliberation stages. Our understanding of water management issues progressed along with our capability to point out the most salient elements of debate in the case study. However, meeting those challenges raised

new challenges. Especially, time constraints and reception of post-normal approach outside academia need to be better accounted for in the practice of post-normal science.

Keywords: post-normal science and technologies, multi-criteria evaluation, integrated assessment and modelling, agricultural water management, collective deliberation, science-policy interface, transdisciplinarity.

Introduction

Natural resource management problems often fall in the realm of a post-normal approach of science: “when facts are uncertain, values in dispute, stakes high and decision urgent” (Funtowicz & Ravetz, 1990). One of the most famous principle of the post-normal science is to break the dichotomy between facts (“hard”, “unquestionable”) and values (“soft”, “unscientific”) by producing and evaluating knowledge within “extended peer communities” (Funtowicz & Ravetz, 1993). Extended peer communities should embrace people with plural skills, perspectives and commitments, hence not only covering plural fields of expertise but also making expert and lay knowledge dialogue (Funtowicz & Ravetz, 1994).

Agricultural water management is an illustrative case of the problems post-normal science deals with. First, it is one of the topic yielding to the most violent debates and conflicts over the world, even in temperate regions and established democracies (Temper, Delbene, Martinez-Alier, & Rodriguez-Labajos, 2015). Second, water management systems bear numerous and radical uncertainties (Pahl-Wostl et al., 2007) ; predictions are therefore impossible (Jakeman and Letcher, 2003). Third, water management systems have encountered multiple failures, either social, ecological or both (Budds, 2009; Walker1a et al., 2002) ; hence making changes urgent.

The failure of technical approaches to respond to sustainability challenges led institutions, such as the European Union or the Global Water Partnership, to press for a paradigm shift towards more integration, adaptation and participation. Such shift is however slow to implement given the deep socio-cultural roots of the technical approach to water management, which starts with the very conception of water and water flows in Western societies. (Linton & Budds, 2014) insisted that conceiving water as a natural resource flowing along a hydrologic cycle implies

that water management belongs to hydraulic engineering, often centralized. By consequence, water management has long consisted in increasing water supply to meet increasing water needs of populations and economic activities (Gleick, 2000), rather than being the object of a democratic debate.

Another possible reason precluding the switch from a technical to a post-normal approach to water management lies in the methodological difficulty of democratizing knowledge production. For instance, (Petersen et al., 2011) reported on the difficulties the Netherlands Environmental Assessment Agency faced after institutionalizing the Post-Normal Science. Effectively representing plural worldviews, finding appropriate ways for the expression and incorporation of non-expert knowledge or structuring the problem under scrutiny while not refraining the creativity and motivation of the people involved were some of the most reluctant challenges they faced. Coming back to water management, in French agricultural areas this time, several authors (Debril and Therond, 2012; Vergote and Petit, 2016) showed that in different cases stakeholder participation contributed to narrowing the solution space and refraining change. Fostering dialogue between scientists, policy-makers and the civil society proves difficult to implement in practice; specific methods and frameworks to articulate existing tools are still required to produce transdisciplinary knowledge and tackle “real-world” sustainability problems (Brandt et al., 2013; Tress, Tress, & Fry, 2005). This paper, which describes a methodological framework and its application aims to contribute to meeting this need.

Tools and methods which help mediating or structuring a dialogue between expert and lay knowledge and among stakeholders are already varied. They embrace: decision analysis methods (Failing, Gregory, & Harstone, 2007), sustainability assessment (Chamaret et al., 2009), discourse analysis (Swedeen, 2006), information communication and technology (ICT) (Pereira et al., 2003), companion modelling (Barreteau et al., 2003; Bousquet et al., 2005). Each of them bear different strengths and weaknesses. Schematically, when used for mediation and dialogue structuring, decision-analysis methods help integrating plural knowledge and values in the evaluation of different decision options. Sustainability assessment clarifies the terms of a social-choice debate as attributes of choices are represented as the intersection of issues, stakeholders and perspectives for change. Discourse analysis is a powerful method to investigate the diversity of discourses around a specific issue and highlight convergences and divergences between groups and statements. Still in this same context of mediation and

dialogue, ICT allows to make scientific knowledge available to non-experts and usable in collective deliberation. Companion modelling can either contribute to foster a common understanding of the problem or to facilitate the coordination of stakeholders. However, those “post-normal science technologies” (Frame & Brown, 2008) do not yet articulate a lot analysis and deliberation (Frame & O’Connor, 2011; Rauschmayer & Wittmer, 2006) and hardly account for complex problems in which spatial heterogeneity combines with plural viewpoints (Allain et al., 2017). Those challenges are of special salience in the case of agricultural water management.

Deliberation and analysis are two major and interdependent issues in waterscapes. Deliberation is required because stakeholder positions can be so polarized that gathering the different parts in the same place becomes impossible (e.g. our case study) and because of numerous asymmetries, including geographical given that water flows in one direction. Analysis is necessary because of the special complexity of water management systems, in which interact many biophysical processes spread in time and space, many users including some remote from the resource at stake, and a multi-level governance involving public (State and local) and private actors; overall, there is still a lot to learn about water management functioning and processes. Modelling the interaction of water dynamics, water management, and agricultural practices through the integration of different sub-models is a privileged way to increase the understanding of water management issues at landscape scale (Bergez et al., 2012; Jakeman & Letcher, 2003), but it is at odds with the idea that the models to be used in participatory setting should be co-designed with stakeholders (Barreteau et al., 2003; van der Sluijs, 2002). Articulating analysis and deliberation therefore meets with a contradiction.

A second challenge lies in the “compression problem”, e.g. the switch from an infinite and unstructured universe to a representative and actionable diversity of discourses (Giampietro, 2003). The compression problem entails a specific dimension with landscape-scale or watershed-scale issues: space, which adds to the already non-trivial problem of representing plural views. Most sustainability assessments endorsing a multi-actor rationale do not explicitly deal with spatial heterogeneity and vice-versa (Allain et al., 2017). The tools and methods explicitly dealing with space (e.g. integrating geographic information systems) are turned towards contextualizing and processing spatial information and are therefore “ill-suited” (Ramsey, 2009) for exploring or reconciling diverse problem understandings. Conversely, most post-normal technologies designed to support deliberative processes or the coordination of

different actors neglect the spatial dimension of social-ecological interactions. This becomes a strong limitation when dealing with a spatial common such as water, as the geographical distribution of water shapes social interactions and institutions, and conversely water flows are heavily modified by human uses, material infrastructures and norms (Moss, 2014). Companion modelling constitutes an exception as many of the models and roleplays used under this approach do represent spatial interactions between agents or players; however, this methodological framework is not turned towards the evaluation of different scenarios. Integrating two sources of complexity, spatial heterogeneity and multiple stakeholders, when evaluating different options for change, isn't so far fully addressed by any method.

To overcome those challenges – articulating analysis and deliberation and addressing jointly multiple views and spatial heterogeneity –, there is no such way as sharing experience in the design, application and combination of tools and methods intending to give body to the principles of the post-normal science. Here we report on an experience conducted in a South-Western France watershed exhibiting water imbalance and related use conflicts. The method we implemented to evaluate different alternatives to solve the water imbalance tends to combine elements of analysis and deliberation and to account for space as well as multiple viewpoints. Central to the method are the MAELIA (multi-agent for environmental norms impact assessment) simulation platform (Gaudou et al., 2013) and the Kербabel deliberation-support tool (Chamaret et al., 2009). On the whole, it can be called a multi-actor multi-criteria evaluation method combined to integrated assessment and modelling (MAMCE-IAM). Drawing on this experience, we answer the question: to which extent and at which costs can we address, in practice and in the specific case of quantitative water management problems, the challenge of “producing knowledge in an extended peer community”? Which trade-offs and contradictions do we face when doing so?

We will first detail the different stages of the method and its implementation in our case-study area; then present some results of the evaluation in order to illustrate the potential of the method as a post-normal tool; and finally discuss the method and the trade-offs we faced during implementation.

Materials and method

Study area

The study area is located in the Adour-Garonne hydrographic basin (South-Western France). In this hydrographic basin, many composing watersheds suffer from structural water imbalance, meaning that the water demand structurally exceed the water availability. They consequently follow specific water-use policies, e.g. imperatives to reduce water withdrawals and plan the allocation of water volumes between farmers.

The Aveyron watershed is one of the Adour-Garonne watersheds exhibiting structural water imbalance, as the river flow regularly falls below a regulatory threshold, which is supposed to ensure the proper functioning of the water environment and the satisfaction of all water uses. Each time the river flow falls under this threshold, a “drought cell” meets in order to state on the level of irrigation restrictions to apply. Also, to avoid or compensate such crises, flow-supporting reservoirs were built, mostly upstream, in the 1990s and 2000s, and contracts with hydropower companies passed in order to release water volumes in the rivers during the low-flow.

From an ecological point of view, the repetition of crises means that the water environment does not suffer from an episodic drought but from a structural deficit, deleterious to ecosystems and even more acutely those of little tributaries. From an economic point of view, irrigation restrictions are measures that do not allow farmers to anticipate and adapt their farming practices: if crops are sensitive to water stress (e.g. maize), yields can quickly decrease, hence the revenues of farmers. Crises also mean flow-support, which depends on costly infrastructure and contracts. From a social point of view, water restrictions tend to exacerbate conflicts between agricultural use and other water uses, such as recreational activities (fishing, bathing, canoe-kayak) and the water environment. Many additional elements show that the social climate is tensed: the failure of the flow-support management plan, the exemptions obtained for the application of withdrawals reductions (Debril & Therond, 2012), the absence of a local scheme for water management and of any new conciliation process since 2012.

Our study focuses more specifically on the downstream of the Aveyron watershed (fig. 1), where are located most of its irrigated fields. Among the 800 km² of the study area, half is agricultural, and mainly covered by field crops, among which the most water-demanding are maize mono-crops. There are also large patches of fruits and seed-maize crops, which provide high added-value but require secured water inputs to be contracted. During the last 15 years,

the Aveyron river has been under the regulatory flow threshold around 40 days per year. Nonetheless, crises measures remain and the discussion about structural changes are at a standstill.

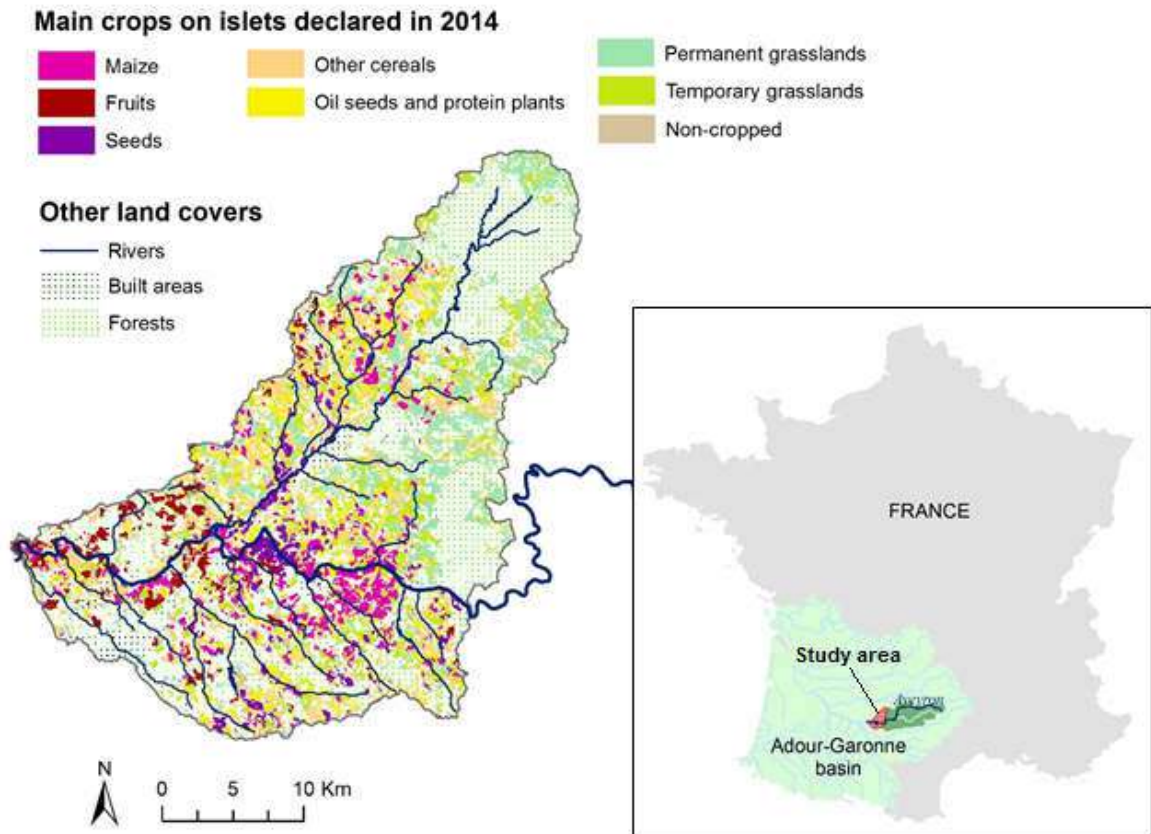


Figure 1. Location of the study area and main land covers

Method

We developed and experimented a structured method combining analytical and deliberative stages in order to have different stakeholders discuss structural water management alternatives for their watershed. Reflexively, the method can be re-constructed as a multi-actor multi-criteria evaluation method combined to integrated assessment and modelling (MAMCE-IAM). The method is made of 6 stages: problem structuring, problem translation for modelling, simulation and integrated assessment, integration of simulation outputs into a multi-actor evaluation device, group evaluation, and collective discussion. The method has many proximities with the INTEGRAAL framework for sustainability evaluations (O'Connor et al., 2010), but adds to it specific stages linked to the use of simulation models (Leenhardt et al., 2012), i.e. translation of narratives into simulation inputs and customization of simulation outputs for use by non-experts.

The six stages of the method are detailed below, with more emphasis on the two last stages (group evaluation and collective discussion), as we focus on their results afterwards.

Problem structuring

The list of issues and alternatives to consider was built through a bottom-up approach, involving 16 interviews based on a card-sorting game and a collective workshop. The 16 stakeholders interviewed were State services agents (from The Water Agency, the regional and local State services in charge of water and the environment), local government agents and elected representatives (from the district and local communities), environmental associations (including the fishing federation), irrigating farmers, advisors from agricultural extension services and technicians from agricultural cooperatives and suppliers.

The collective workshop aimed at settling the grid of evaluation criteria and drawing guidelines for the alternatives to evaluate (fig. 2). Based on the results of the interviews, participants agreed on a list of 11 criteria: safety, food security, economy, biodiversity, local identity, adaptation to exogenous changes, flexibility to adjust the water demand and offer, natural capital, equity, efficiency and political legibility. We also provided them with different levers for quantitative water management and asked them to hierarchize and modify them according to what they would be the more eager to learn about (independently of their desirability or feasibility). The final four alternatives resulting from this workshop and on which we continued to work were: reducing the irrigated area, improving irrigation management at the field scale, generalizing environmentally-friendly cropping systems, concentrating the water storage capacities.



Figure 2. Workshop with stakeholder to agree on evaluation criteria (left) and alternatives to evaluate (right)

Translation for modelling

Using model simulations implies that both the alternatives and the evaluation criteria are translated into inputs and outputs fitting the model characteristics and capabilities. In our case, we used the MAELIA multi-agent model (Gaudou et al., 2013) which represent the interactions between farming practices, hydrology and water management. The alternatives expressed in the form of narratives by stakeholders had to be translated into input files for the agricultural and hydrological modules of MAELIA. This translation exercise was done “in lab”, with no further inputs from stakeholders. The stakeholder alternatives were turned into the following four model-compatible alternatives:

- Reduction of the irrigated area: irrigated cropping systems were turned into rain-fed cropping systems on the areas not benefitting from flow-support releases. On half of this surface turned to rain-feeding, permanent grasslands were reintroduced.
- Irrigation using decision-support tools: The decision rules for irrigating field crops were modified in order to follow plant needs and not the actual decision rules of farmers. In the MAELIA platform, it consisted in activating a “theoretical irrigation strategy” which defines the moment for launching irrigation (but not the dose) depending on the soil’s humidity and the vegetation stage of the crop.
- Crop rotations: Each field with maize mono-cropping (either grain or seeds) was turned into a 4-year rotation alternating sunflower, straw cereals, oil rape and maize.
- Concentration of water storage capacities: all agricultural reservoirs in the watershed were erased, and replaced by three large reservoirs, disconnected from rivers and fed through winter pumping in the Aveyron river (two of the three reservoirs, already existing were actually enlarged). The total water storage capacity in the watershed remained unchanged, as well as the irrigated surface.

Also, the evaluation criteria had to be translated into model outputs. This translation occurred through two main stages: the construction of indicator profiles, through expert interviews, and the selection of some for simulation. The indicator profiles (O’Connor & Spangenberg, 2008) comprised between other elements the names of the indicators, their definition, unit, justification, relevant scales, estimation mode, and representation. Following various

exchanges with the modelling team, we selected from the indicator-profile list (containing 146 potential indicators) those most able to be impacted by the alternatives, easily simulated (with no or nearly no additional model development), and with reliable estimates. Although the indicator profiles covered the whole list of criteria, the list of indicators (28) we could finally calculate was much more reduced and did not suffice to account for all the criteria of interest to stakeholders.

Simulation and integrated assessment

This stage consisted in running simulations with the MAELIA model for the four alternatives described above, checking the coherence of model's outputs and analysing them. Simulation runs were based on a 2001 – 2013 climate series. If model outputs were considered incoherent, we either looked for problems in the input data or in the model code itself. Simulation was therefore a trial-and-error process involving strong collaboration with our computer-modelling colleagues. When found coherent, the outputs of the model were further customized to produce indicators and analysed in order to understand the processes behind simulation results. This assessment stage is the object of a specific article (in progress).

Translation into a multi-actor evaluation device

Simulation outputs are not directly usable, even by experts. Their customization is necessary to researchers in order for them to analyse the results of the evaluation; it is also necessary to stakeholders in order to understand and evaluate the meaning of those results (Allain et al., 2018). From the 28 indicators we were able to estimate, we created a booklet addressed to stakeholders. For each indicator, one page detailed the definition of the indicator, its calculation, unit of measurement but also commented on the origin of the indicator and its purpose as well as limitations of the model especially in terms of reliability. A second page comprised the results of the simulation for each water management alternatives, in the shape of graphs (generally box and barplots) or maps (fig.3).

In addition to the "indicator booklet", we created an "alternative booklet" summarizing the characteristics of each of the four water management alternative, i.e. rationale and specification for modelling. The "indicator booklet" and the "alternative booklet" were first prototyped and tested with students in agronomy who had to evaluate the alternatives using the Kerbabel online deliberation support tool (Chamaret et al., 2009). It led to minor format changes. Also, it made us opt for a paper version of the Kerbabel evaluation matrix.

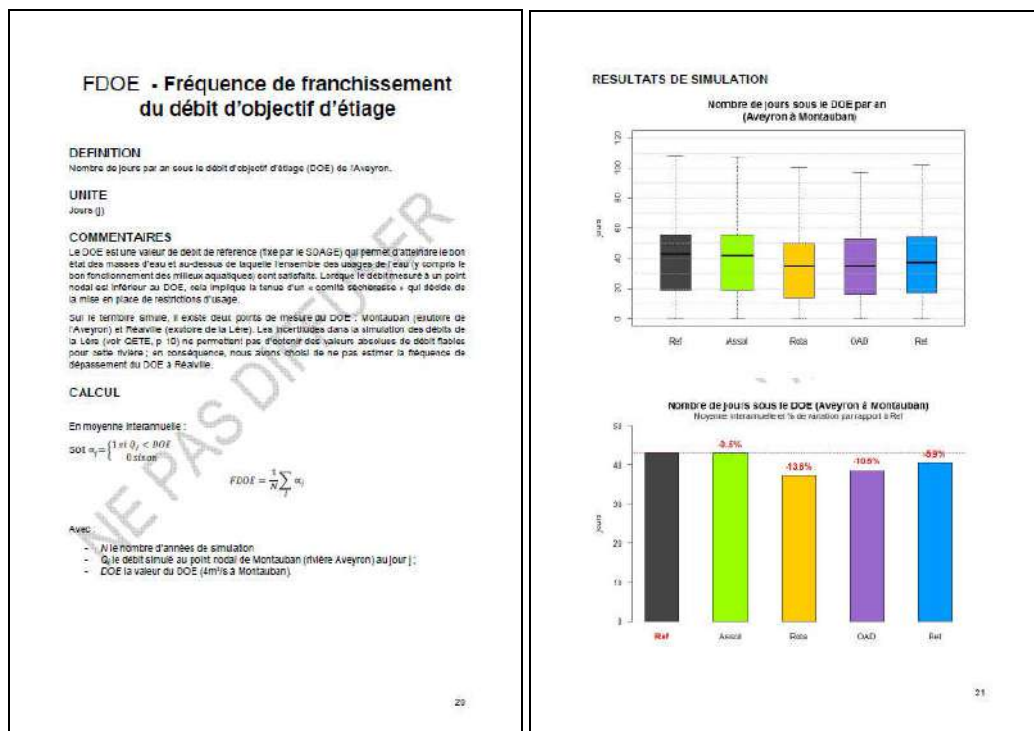


Figure 3. Example of double page from the “indicator booklet”, here for the indicator “number of days below low-water regulatory flow”.

Group evaluation

We organized a series of 7 stakeholder workshops with a total of 31 participants:

- Agronomists from a technical institute for field crops
- Agricultural advisors
- Managers of reservoirs supporting agricultural water use (local government and private managers)
- Agents from State services – local level
- Agents from State services – regional level
- Members of associations for environmental protection (local, regional and national organizations)
- Members of the local group of rural communities (project managers and representatives)

The evaluation workshops, aimed at completing an evaluation matrix for each major criteria of interest for the group. A presentation of the alternatives and some of the simulation result introduced the exercise. Then, the participants had to choose from the list of evaluation criteria

(defined during the problem structuring stage) the top-five of most relevance to them as a group. They started with the criteria ranked first and evaluated each of the four alternatives by completing an evaluation matrix (fig. 4). They continued with the criteria ranked second and so on until the time went up.

The completion of the evaluation matrix (for one criterion) occurred according to the following scheme:

- The participants decided together which indicators they would need, e.g. the most relevant for the criteria under scrutiny, with a proposed limit of 5 indicators. These indicators could be found in the indicator booklet but also, as the booklet could not cover all aspects of interests, be added *de novo* by the participants.
- For each cell (alternative x indicator), the participants had to evaluate the performance of the alternative by comparison with the current situation. To do so, they had to choose between five possible judgments depicted by coloured stickers: satisfactory improvement (green), insignificant change (yellow), displeasing degradation (red), uncertain change or difficult to interpret (blue), do not know (grey).
- Once the normative judgment attributed, participants had to allocate a weight to each indicator (for a total of 100%), reflecting the importance of the indicator in the argumentation. Although weight could theoretically vary among alternatives, all stakeholders chose to keep the same weighting system among alternatives.



Figure 4. Evaluation workshop using the indicator booklet (left photo) and evaluation matrix completed by participants with indicators, values judgments (colored stickers) and weights (right photo).

We (researchers) then fulfilled the online Kerbabel tool. In this interface, the problem is represented as a cube made of the following three axes: the stakeholder groups, the alternatives compared and the evaluation criteria (Fig. 5). Each cell of the cube contains a synthetic

judgment, represented by a coloured bar. In the variation with indicators, the Kerbabel tool calculates for each cell (stakeholder group x alternative x criterion) the majority judgments i.e. the colour with the highest cumulative %. Hence, the colour of the bar corresponds to the majority judgment and the length of the bar is proportionate to the percentage. In case two value judgments are equally high, the Kerbabel interface displays the colour of the worst (e.g. red if green and red both weight 50%).

We sent extracts from the Kerbabel DST matrix to the stakeholder groups in order to have them check their results and discover their majority judgments. Stakeholders had the possibility to provide new comments or new judgments by email.

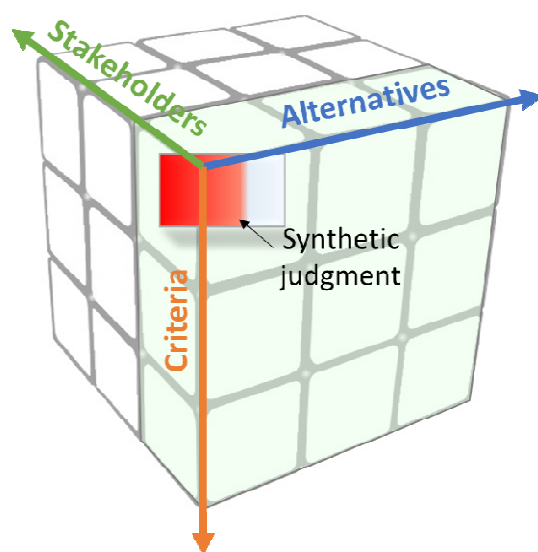


Figure 5. Representation of the multi-actor multicriteria problem in the Kerbabel DST interface.

Analysis and collective discussion

The Kerbabel tool allows to visualise the results of the evaluation workshops under different angles. Moving along the different sides of the cube, we can either look at differences among alternatives, stakeholders or criteria. In addition, we created new tables showing the % of each value judgment for each combination stakeholder group x alternative in order to visualise minority judgments.

A restitution meeting was organized afterwards in order to present and discuss the results of this analysis. Results were presented alternative after alternative, in order to highlight their weaknesses, strengths and zones of debate between stakeholder evaluations. Additional time was devoted to the “most liked” and “less disliked” alternatives in order to go further in their

analysis and discussion. The most salient problems revealed by the evaluations were summed up and discussed in group (can they be levered and how). The new proposals made by the groups were then presented to the whole assembly.

Summary

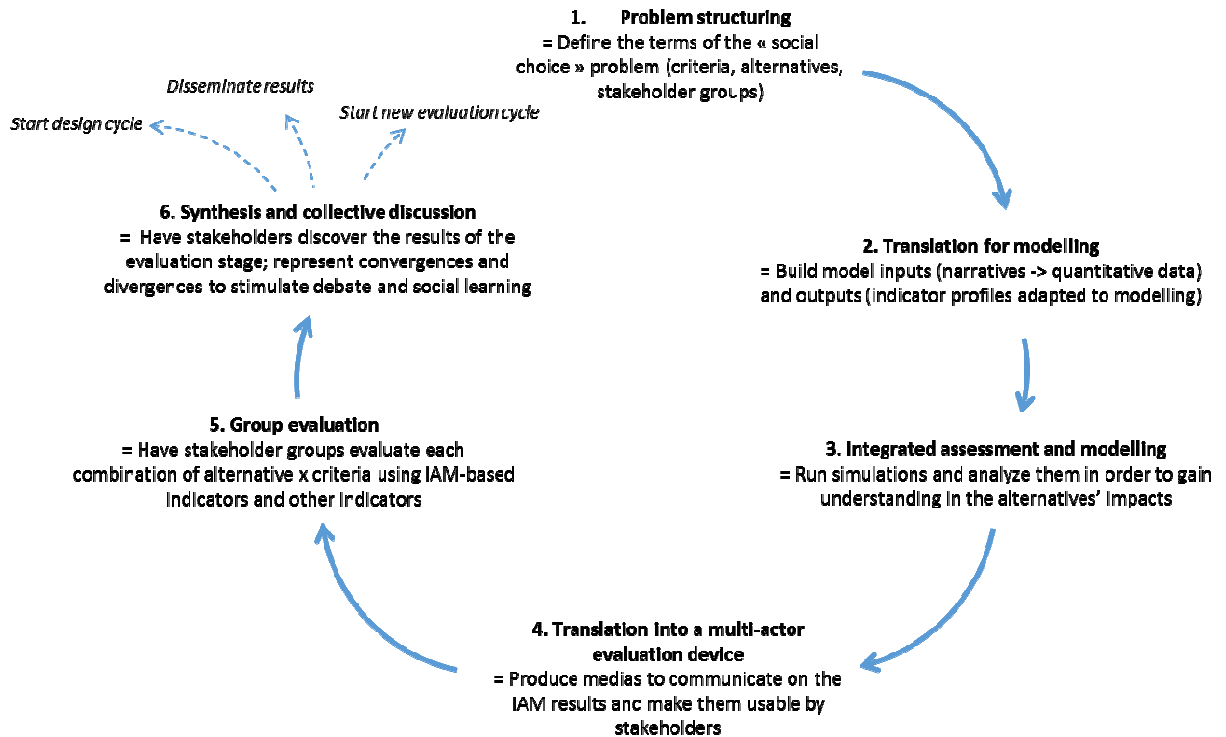


Figure 6. Summary of the 6 steps of multi-actor multi-criteria evaluation coupled to integrated assessment and modelling (MAMCE-IAM)

Figure 6 sums up the different stages of the method. Each stage correspond to an information transformation, which can be of different types: information translation (steps 2 and 4), analysis (steps 1 and partly 6) or use as input for producing new information or knowledge, through integration to computer or mental models (steps 3 and 5, and partly 6). The method can be conceived as self-sufficient to stimulate social learning, as one loop within an iterative method (with subsequent evaluation loops), or as a preparatory cycle for designing solutions and triggering collective action.

Results

In this section, we present some of the results of the group evaluation sessions and their analysis, which can be used in the following stage of the collective discussion (articulation

between stage 5 and 6). Results of the IAM stage, purely analytical, are developed in another article.

We expose the results from the entry of each stakeholder group, and then, from the entry of each alternative. We do not offer here an extensive view of our results but rather tend to illustrate the potential of the method through some chosen examples.

First entry: results by groups

Fig. 7 provides the aggregated results obtained for each of the 7 stakeholder groups using the Kerbabel interface. This aggregation draws some general trends about stakeholder group's preferences. For instance, for the technical institute, the alternative of decision-support tools appears as their favourite while crop rotations is their most disliked one. For local communities, by contrast, crop rotations is their most liked alternative, followed by decision-support tools, then reduction of the irrigated area and finally, their most disliked alternative is the concentration of water storage.

Such analysis can be completed in two ways. First by looking at the indicators chosen by each group, which reflect the arguments they mustered to formulate a value judgment on a given criterion. For instance, the difference between local communities and the agricultural advisors on the way alternatives are evaluated against the economic criteria lies, for a large part, on the indicators chosen and their weights. Agricultural advisors based their judgment mainly on the gross margin of farms and to a lesser extent on other agricultural accounting indicators (e.g. the total revenue of farms, the number of farm employees). Local communities gave much more importance (30%) to non-agricultural activities depending on the Aveyron summer flows (e.g. canoe-kayak, fishing etc.) and, for the agricultural sector, used indicators referring to what they judged determining for newcomers to set up in the area (number of farms, revenue drawn from each m³ of water withdrawn, etc.). This difference of appreciation can be an interesting point to submit to debate during the collective discussion.

Second, the analysis "by stakeholder group" can be refined by looking at minority judgments. For instance, fig. 6 shows that the water storage managers and the local communities both judged that the alternative of irrigation reduction does not bring any significant change for the economy and the preservation of biodiversity (i.e. the bar is yellow). However, if we consider minority judgments, this alternative appears much more criticized by the water storage managers than by local communities. For the economic criteria, the former group gives 40% of

negative judgments (red) while negative judgments are absent from the local communities evaluation. In addition, local communities give 50% of positive judgments (green) to this alternative from the point of view of biodiversity preservation, while the positive judgments of the water storage managers reach only 10%.

Hence, looking at minority judgments allows to have a more subtle analysis of the proximities between stakeholder groups and can be a decisive point to order the preferences of a group. Based on the analysis of minority judgments, we could distinguish which groups have the most similar or different patterns. We therefore drew a diagram of coalitions between groups (fig. 8). Such diagram shows that there is a gap between stakeholders from the agricultural sector and others, based on their opposed appreciation of the cultural-rotation alternative. State services, local communities and water storage managers form a relatively homogenous group, whose appreciation of the decision-support tool alternative converge with the one of the agricultural sector. Environmentalists are by contrast poles apart with agricultural advisers: their two favourite alternatives (crop rotations and reduced irrigated area) are the two most disliked ones of the agricultural advisers and vice-versa. Because we could not have every stakeholder groups make an evaluation on every criteria, it would be difficult to draw definitive conclusions from fig. 8 diagram. However, this representation has the merit to point out possible coalitions of stakeholders and nodes of the problem, especially in terms of social acceptability.

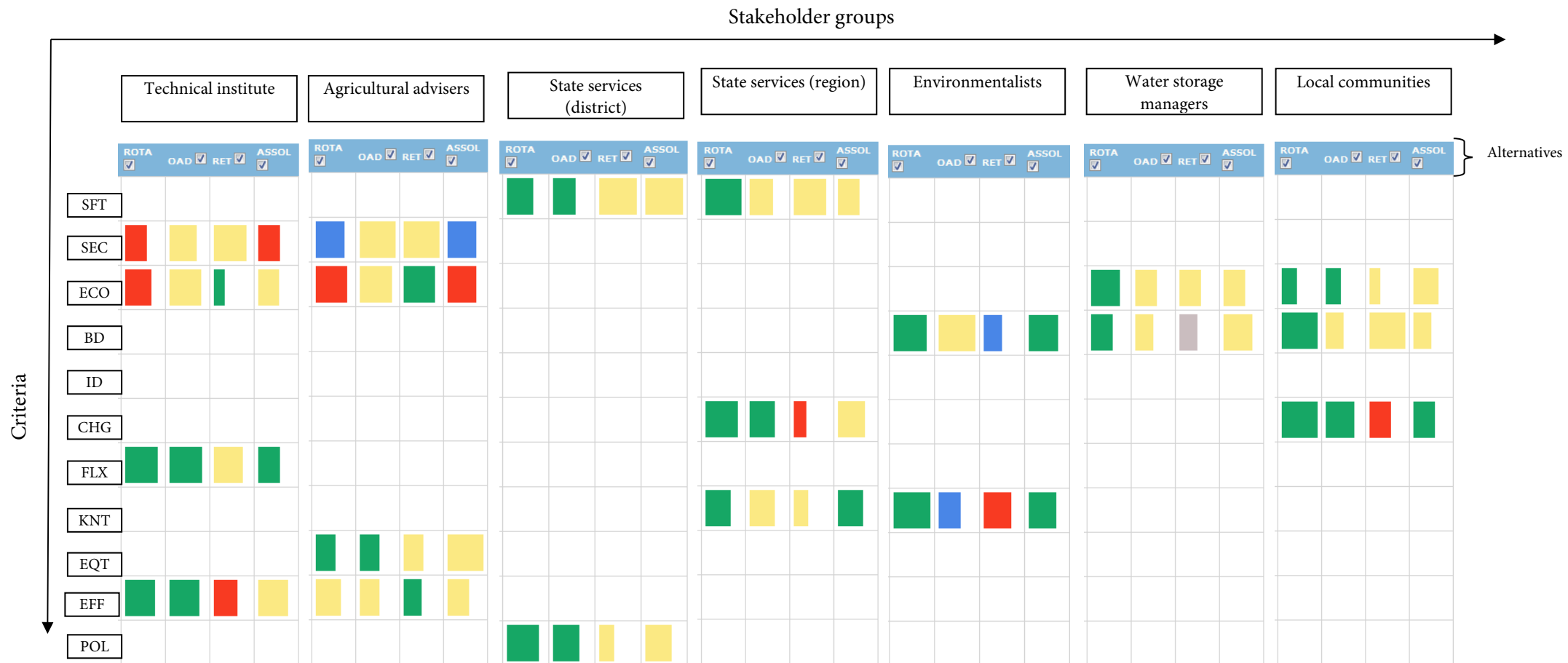


Figure 7. Aggregated results of the evaluation for each stakeholder group (screenshots from the Kerbabel DST web interface). Alternatives under evaluation: crop rotation (ROTA), decision-support tool (OAD), concentration of water storage (RET) and reduction of the irrigated area (ASSOL). Evaluation criteria : safety (SFT), food security (SEC), economy and employment (ECO), biodiversity (BD), local identity (ID – no stakeholder group chose to evaluate in priority this criteria), adaptation to exogenous changes (CHG), flexibility to adjust the water offer and demand (FLX), natural capital (KNT), equity (EQT), efficiency (EFF), political legibility (POL). The colour code reflects the majority judgment given by a stakeholder group to an alternative for a specific criterion: green = satisfactory improvement; yellow = no significant change; red = displeasing degradation; blue = uncertain; grey = do not know.

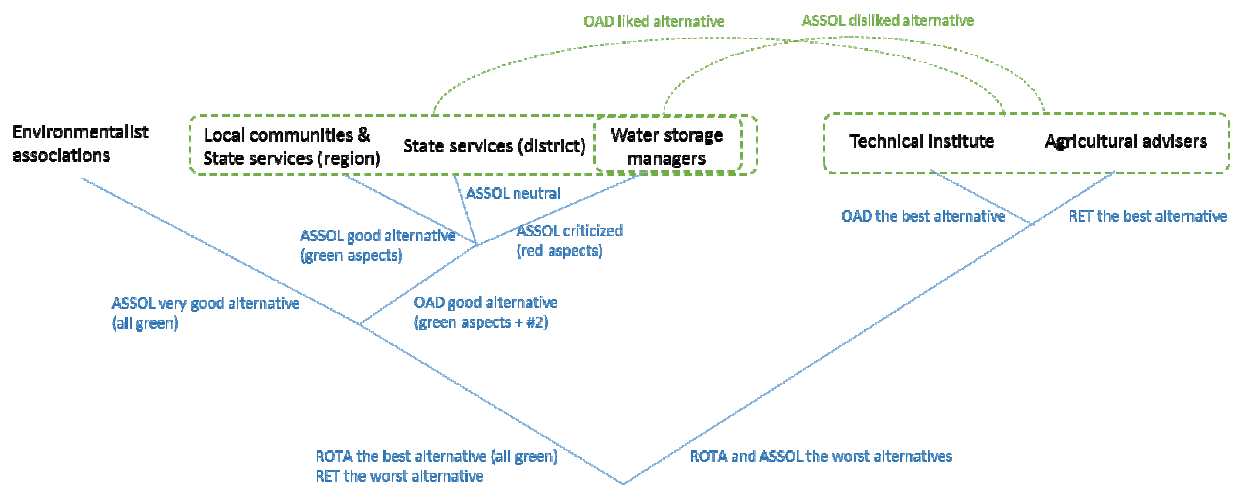


Figure 8. Diagram of coalitions between stakeholder groups based on the analysis of their minority judgments.

OAD = Decision-support-tool alternative; ROTA = crop-rotation alternative; ASSOL = reduced-irrigated-area alternative; RET = concentration-of-water-storage alternative.

Second entry: results by alternative

As with the analysis “by stakeholder group”, the Kerbabel DST interface offers a first level for the analysis of the evaluation results by alternative. Looking at the indicators chosen and the minority judgments allows to enter a second level of analysis, more detailed.

Majority judgments are presented in fig. 9. This figure, presenting screenshots from the Kerbabel DST, can be read “in columns”, to look at differences and convergences between stakeholder groups, or “in lines”, to look at trade-offs between criteria. Fig. 9 clearly shows that two alternatives positively distinguish from the others. First, the crop-rotation alternative is the one receiving the highest number of positive majority judgments (green). Five out of the seven stakeholder groups judged it as an improvement for all the criteria they evaluated. Also, it brings out globally positive changes on 8 out of the 10 criteria evaluated. About its economic performance, a debate exists as half of the evaluations were positive and the other half negative. The second alternative highlighted by fig. 8 is the decision-support-tool alternative. This alternative is the only one to be free from negative judgments (i.e. no red cells). Hence, there is no major dissent among stakeholder groups nor trade-off between criteria, i.e. a gain in one criterion does not imply a loss in another criterion.

The two other alternatives, reduction of the irrigated area and concentration of water storage, exhibit much more reserved appreciations (a lot of yellow cells and some red and green ones). Minority judgments for those alternatives (fig. 10) reveal clearly different patterns. With the concentration-of-water-storage alternative, negative judgments (red) are disseminated across stakeholder groups and

criteria. Even for the group whose preference goes to this alternative (agricultural advisers), the alternative bears some weaknesses. This means that the evaluation of the alternative is very sensitive to the weights given to indicators and that in terms of social acceptability, this alternative is open to many attacks. Also, this alternative appears as the one bearing the highest percentage of uncertain or unknown value judgments (blue and grey), which means that further knowledge could help clarify the judgments of some groups, but also that it is currently the most “worrying” alternative. To the contrary, the negative judgments of the reduced-irrigation alternative are more localized. They concern only three groups of stakeholders and are concentrated on food security, economy and to a lesser extent on efficiency criteria. Such pattern might be more easily manageable, for instance by introducing a reflection on how to compensate these drawbacks.

Analysing evaluation results through the entry of alternatives can therefore be useful to focalise the discussion on some of them, depending on the aim of the collective restitution. In the case study, because tensions between stakeholder groups are already sharp, we privileged this entry and drew more attention on the preferred and most consensual alternatives, respectively the crop-rotation and decision-support tool alternatives. Concretely, in the collective restitution, we decided to allocate more time to their presentation and discussion, and enrich the debate thanks to complementary communications on connected issues (logistic issues in the case of crop rotations; and obstacles to the use and spread of decision-support tools among farms).

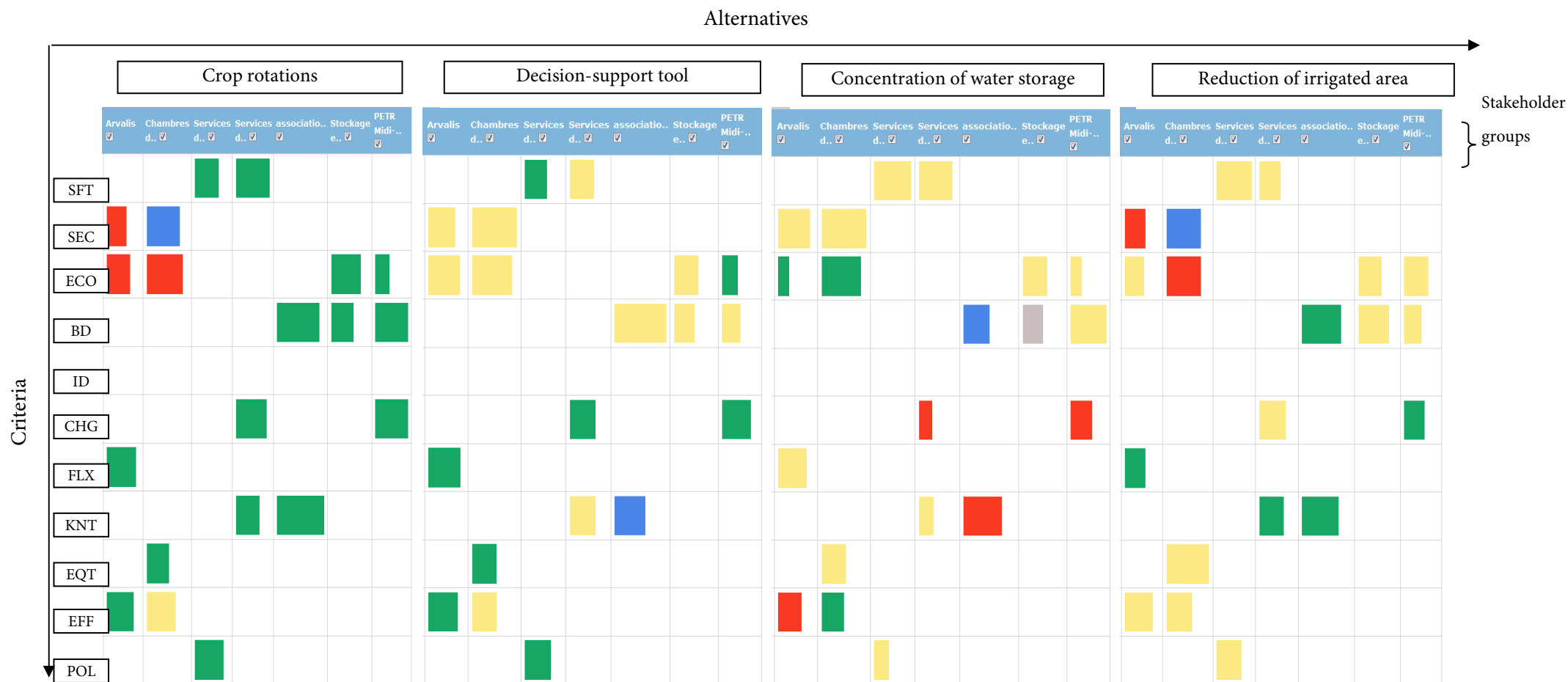


Figure 9. Aggregated results of the evaluation for each alternative (screenshots from the Kербabel DST web interface). Evaluation criteria : safety (SFT), food security (SEC), economy and employment (ECO), biodiversity (BD), local identity (ID – no stakeholder group chose to evaluate in priority this criteria), adaptation to exogenous changes (CHG), flexibility to adjust the water offer and demand (FLX), natural capital (KNT), equity (EQT), efficiency (EFF), political legibility (POL). Stakeholder groups (left to right columns): technical institute, agricultural advisers, State services (district), State services (region), environmentalist associations, water storage managers, local communities.

Concentration of water storage

	Technical institute	Agricultural advisers	State services (district)	State services (region)	Environnementalists	Water storage managers	Local communities
SFT			Yellow	Yellow			
SCT	Yellow	Yellow					
ECO	Green, Blue, Yellow, Red	Green				Yellow, Red, Green	Yellow, Green, Red
BD					Blue, Yellow, Red	Grey, Green, Red	Yellow
ID							
CHG				Red, Blue, Yellow, Green			Red, Yellow
FLX	Yellow, Green, Blue						
KNT				Yellow, Green, Blue	Red, Yellow		
EQT		Yellow, Green					
EFF	Red, Green	Green, Red, Yellow					
POL			Yellow, Red, Green, Blue				

Reduction of irrigated area

	Technical institute	Agricultural advisers	State services (district)	State services (region)	Environnementalists	Water storage managers	Local communities
SFT			Yellow	Yellow, Green			
SCT	Red, Grey, Yellow	Blue, Yellow					
ECO	Yellow, Blue, Red	Red, Yellow, Grey				Yellow, Red	Yellow, Grey
BD					Green, Yellow	Yellow, Green	Yellow, Green
ID							
CHG				Yellow, Green, Blue			Green, Yellow
FLX	Green, Yellow, Blue						
KNT				Green, Yellow	Green, Yellow		
EQT		Yellow					
EFF	Yellow, Red	Yellow, Red					
POL			Yellow, Green, Blue				

Figure 10. Detail of minority judgments for two alternatives.

Discussion

In the result section, we emphasized the potential of the method to articulate analysis with deliberation and to offer a „compressed“ representation of the problem that doesn't mask diversity nor heterogeneity. We can even argue that analysis and deliberation were not only combined but used in synergy: the IAM stage (analytical) provided us with new understandings that helped answer the questions of stakeholders, and in return, the group evaluations (deliberative) gave us new keys for interpreting the results of our

simulations. On the whole, we can assert that the method was successful in addressing the challenges we aimed to address. However, throughout its implementation, other methodological challenges appeared in the form of trade-offs or contradictions.

Promises of the method for democratizing knowledge production and meeting post-normal challenges

A transdisciplinary dialogue based on a critical and non-obligatory use of simulation outputs

The methodological framework we developed showed successful in fostering dialogue between researchers and stakeholders and lowering the barrier between „hard facts“ and „soft values“ (Funtowicz & Ravetz, 1993). Generally, when models are used within participatory settings, they are supposed to provide the „hard facts“ that would help stakeholders making the „right decisions“ (Elgert, 2013). It is therefore a „one-way“ communication in which stakeholders are either data suppliers or recipients of scientific knowledge (Antunes, Kallis, Videira, & Santos, 2009; O. Barreteau et al., 2010). In our case study, communication and dialogue were rather reciprocal.

Researchers provided stakeholders with simulation outputs on the alternatives of interest to them, without making the use of those simulations a prerequisite for judging the alternatives. It fostered intra-group deliberation (which indicators are the most relevant, are they sufficient, should other indicators be added etc.) and also, in some cases, contributed to reshaping group preferences. With most people, the evaluation exercise was well received. Some took pleasure in “moving out of the frame” (i.e. contesting model hypotheses, using new indicators), others appreciated the workshop format as a way to discuss “horizontally” with researchers, while others were interested in discovering the simulation results and trying to understand them.

Conversely, during the workshops, stakeholders expressed surprise regarding some simulation outputs, compared them with their „ground“ expertise, questioned modelling hypotheses, asked for explanations about underlying processes, and formulated new indicators. This benefitted to our interpretation of the simulation results; for instance, the feedback of different persons helped us nuance the results obtained for the decision-support-tool alternative in terms of water savings. It was also useful to question the relevance of the model and of the indicators we provided, and observe which types of alternatives and whose concerns were best represented in the model. These questions open up perspectives for future model development and combination with other models or modes of expertise.

“Common language” and problem-oriented deliberation

Another success of our methodological framework was to allow groups holding different attitudes towards modelling and quantitative water management to find a common language to exchange their views. Finding a common language has already been pointed as a necessity in transdisciplinary research and multi-actor problems (Brandt et al., 2013; Ramos et al., 2015). In our case study, the crucial elements of this common language were not definitions but artefacts that contributed to legitimize different types of arguments and concerns:

14. the criteria grid, constructed through a bottom-up approach, allowed different stakes to be represented, even those not benefitting from powerful spokespersons or not inscribed in regulatory frameworks and management norms;
15. the term “indicator” gave authority to the arguments of every group, even the arguments that were “out of the box” of the model ;
16. The use of qualitative value judgments (expressed by colours), which certainly frustrated some stakeholders willing to be “more precise”, contributed to put “softer” judgments, based on general appreciations of the alternatives, on an equal footing with quantitative estimates of impacts.

Apart from this “common language”, a collective discussion became possible because the multi-actor multicriteria representation of the problem, based on the Karbabel interface, helped focusing on specific issues. Using this representation, the collective discussion could target problems or divergences refraining change, sometimes resulting from irreducible value conflicts, but not turn into a discussion about the legitimacy or foundation of the values underlying stakeholder judgments. Participants collectively discussed specific problems and made proposals to overcome the most salient ones. For instance, they suggested to implement crop rotations with alfalfa instead of maize, or to restrain the access to collective water resources to farmers engaged in an agroecological transition, hence widening the space of possible solutions to water imbalance.

Methodological trade-offs

Time

In the method, we allocated a lot of time to structuring the problem and carefully compressing information. Many authors have argued that problem structuring is the one crucial element in any multi-criteria evaluation (Allain et al., 2017; Garmendia & Gamboa, 2012; Giampietro, 2003; Munda, 2004) and transdisciplinary work in general (Brandt et al., 2013). This – in addition to the tensed social

context of the case study – made us adopt a bottom-up approach to define criteria, and a mixed top-down / bottom-up approach to define alternatives and indicators. If such approach is justified by the theory and the context, it is also very timely and therefore at odds with the idea that “decisions are urgent” (Funtowicz & Ravetz, 1993).

Reception of the approach

Researchers adopting a post-normal stance look for hybridizing their knowledge with that of “profanes” or local experts, but this is not always well received. “Help us, tell us what to choose or I will quickly get fed up with it!” urged one of the participants during the evaluation exercise. We were also criticized for standing apart from operational problems, as some people were hoping the model could be used for every-day water management. Other critics rather targeted the incompleteness of the model and the lack of ambition in the indicators by comparison with the evaluation criteria.

One major difference between the receptive and less-receptive groups lies in their culture, familiarity with participatory research and habit of working with our research team. One group clearly endorsed a technical approach of agricultural water management and expected the indicators we provided to be standards for objectifying a decision. Therefore, ambiguity and flexibility in the use of indicators, which we looked for, was seen as a drawback. The other group whose expectations were not fulfilled were new partners who became involved in the method only at the evaluation stage, at their demand. Although we communicated documents to them and exchanged by phone before the evaluation workshop, this was not enough to create a mutual understanding. Finally, we must notice that we could not manage to have the local agricultural advisers participating to the evaluation, first because of their time constraints but more probably because of a rejection of the deliberative approach and/or the scenarios.

These mismatches show that on many respects the scientists and their tools (indicators, models) remain considered under a positivist rationale which is incompatible with a post-normal approach. Moving out of the culture of positivism is more or less welcomed by partners, and can even produce some frustrations. Is it a problem? If we consider that frustration is part of learning, no. For instance, participants may have learnt about the model’s limitations. But the feeling of disappointment may also refrain them from participating to other reflections about quantitative water management. Stimulating a change of mentalities, not only within academia, but also out of it, is certainly the most salient challenge for the practice of post-normal science.

Perspectives

Here we draw some perspectives to answer those new challenges. Some are operational and constitute direct perspectives for improving the method, while others are longer-term and broader perspectives for the practice of post-normal science.

- Design joint and formalized project with stakeholders, including decision-makers. This way, the approach would have more chances to be shared, participation be less costly (not considered as an „extra-activity“) and more “willing”. Tighter collaboration with decision-making could convince the most reluctant groups to participate. Also, multiplying such experiences would gradually help create a “new social contract” for science (Gallopín, Funtowicz, O’Connor, & Ravetz, 2001) which not only relates scientists to policy-makers but also to other stakeholders, often considered as “agents”, such as practitioners.
- Create mechanisms for a continuous and open dialogue, adapted to institutional realities. On this respect, being in long-term relations with persons who have a strong capability to mobilize others and benefitting from external funding is a plus. In practical terms, having a continuous and open dialogue also means to accept that people will change along the process and have time constraints. Developing media to help them following up or catching up (information letters, blogs etc.), developing facilitation skills, even for communication within supposedly homogenous groups, and experimenting methods of short duration for interviews or group sessions could help to do so.
- Capitalize on other experiences and strengthen networks of partners. Our approach was possible because we could benefit from a model already calibrated and instantiated for our study area; in this sense we capitalized on our knowledge base and tools. But in other stages of the method, for instance for the development of indicators, we could have probably been more “effective” if we would not have started from the ground to define indicator profiles. On the whole, developing and using tools to capitalize on other experiences and share information would help meeting the need for plurality in parallel with the need for urgent decisions.

Conclusion

Have we met the challenge of combining analysis with deliberation? Yes, as our results show, we even elaborated on analytical stages to enhance deliberation and reversely, we could benefit from deliberation stages to enrich our analysis and create social learning. Have we met the challenge of compressing information without standardising it? Although there is wide room for improvement, we managed to make divergences and convergences between stakeholders and criteria legible and started to reflect on

how to use GIS technologies (integrated in a model) to serve the expression of these differences. On the whole, our multi-actor multi-criteria evaluation method combined with integrated assessment and modelling (MAMCE-IAM) offers a rich experience for dealing with water management conflicts in an imbalance context. If the specific tools are not necessarily transferable, the general framework can be useful to deal with other problems requiring a post-normal approach. Our experience opens up new challenges and calls for strengthening partnerships within academia and with practitioners and decision-makers.

References

- Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2018. Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: Descriptive and normative claims. *Land Use Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.038>
- Allain, S., Plumecocq, G., Leenhardt, D., 2017. How Do Multi-criteria Assessments Address Landscape-level Problems? A Review of Studies and Practices. *Ecol. Econ.* 136, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.011>
- Antunes, P., Kallis, G., Videira, N., Santos, R., 2009. Participation and evaluation for sustainable river basin governance. *Ecol. Econ., Participation and Evaluation for Sustainable River Basin Governance* 68, 931–939. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.004>
- Barreteau, O., Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Boissau, S., Bousquet, F., Daré, W., Etienne, M., Le Page, C., Mathevet, R., Trébuil, G., Weber, J., 2003. Our companion modelling approach. *J. Artif. Soc. Soc. Simul.* 6.
- Barreteau, O., Bots, P., Daniell, K., 2010. A Framework for Clarifying Participation in Participatory Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. *Ecol. Soc.* 15, 22 p.
- Bergez, J.E., Leenhardt, D., Colomb, B., Dury, J., Carpani, M., Casagrande, M., Charron, M.H., Guillaume, S., Therond, O., Willaume, M., 2012. Computer-model tools for a better agricultural water management: Tackling managers' issues at different scales – A contribution from systemic agronomists. *Comput. Electron. Agric., Multi-scale water and land-use modelling for better decision making in agro-eco systems* 86, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2012.04.005>
- Bousquet, F., Trébuil, G., Boissau, S., Baron, C., d'Aquino, P., Castella, J.-C., 2005. Knowledge integration for participatory land management: The use of multi-agent simulations and a companion modelling approach. *Particip. Approaches Sustain. Land Use Southeast Asia White Lotus Bangk.* 291–310.
- Brandt, P., Ernst, A., Gralla, F., Luederitz, C., Lang, D.J., Newig, J., Reinert, F., Abson, D.J., von Wehrden, H., 2013. A review of transdisciplinary research in sustainability science. *Ecol. Econ., Land Use* 92, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.04.008>
- Budds, J., 2009. Contested H2O: Science, policy and politics in water resources management in Chile. *Geoforum, Themed Issue: Gramscian Political Ecologies* 40, 418–430. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.12.008>
- Chamaret, A., O'Connor, M., Douguet, J.-M., 2009. KerDST: The Kerbabel™ on-line deliberation support tool. *Cent. Econ. Ethics Environ. Dev. Univ. Versailles St.-Quentin-En-Yvelines Fr.*
- Debril, T., Therond, O., 2012. Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en oeuvre de la réforme des volumes prélevables: le cas du bassin Adour-Garonne. *Agron. Environ. Sociétés* 2, 127–138.
- Elgert, L., 2013. Hard Facts and Software: The Co-production of Indicators in a Land-use Planning Model. *Environ. Values* 22, 765–786. <https://doi.org/10.3197/096327113X13781997646610>

- Failing, L., Gregory, R., Harstone, M., 2007. Integrating science and local knowledge in environmental risk management: A decision-focused approach. *Ecol. Econ.* 64, 47–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.010>
- Frame, B., Brown, J., 2008. Developing post-normal technologies for sustainability. *Ecol. Econ.* 65, 225–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.010>
- Frame, B., O'Connor, M., 2011. Integrating valuation and deliberation: the purposes of sustainability assessment. *Environ. Sci. Policy* 14, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.10.009>
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1994. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecol. Econ.* 10, 197–207. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(94\)90108-2](https://doi.org/10.1016/0921-8009(94)90108-2)
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739–755. [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L)
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Springer Science & Business Media.
- Gallopín, G.C., Funtowicz, S., O'Connor, M., Ravetz, J., 2001. Science for the Twenty-First Century: From Social Contract to the Scientific Core. *Int. Soc. Sci. J.* 53, 219–229. <https://doi.org/10.1111/1468-2451.00311>
- Garmendia, E., Gamboa, G., 2012. Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: A case study on sustainable natural resource management. *Ecol. Econ., The Economics of Degrowth* 84, 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.09.004>
- Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.-P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.-H., Gondet, E., Hong, Y., others, 2013. The MAELIA multi-agent platform for integrated analysis of interactions between agricultural land-use and low-water management strategies, in: *International Workshop on Multi-Agent Systems and Agent-Based Simulation*. Springer, pp. 85–100.
- Giampietro, M., 2003. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press.
- Gleick, P.H., 2000. A look at twenty-first century water resources development. *Water Int.* 25, 127–138.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., 2003. Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environ. Model. Softw., Applying Computer Research to Environmental Problems* 18, 491–501. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00024-0](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00024-0)
- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., Bergez, J.-E., Clavel, L., Masson, V., Moreau, P., 2012. A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environ. Model. Softw.* 37, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>
- Linton, J., Budds, J., 2014. The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum* 57, 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008>
- Moss, T., 2014. Spatiality of the Commons. *Int. J. Commons* 8. <https://doi.org/10.18352/ijc.556>

- Munda, G., 2004. Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. *Eur. J. Oper. Res.* 158, 662–677. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00369-2](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00369-2)
- O'Connor, M., Small, B., Wedderburn, E.M., 2010. Sustainable Agriculture in Aotearoa: Social Learning through Piecewise Deliberation.
- O'Connor, M., Spangenberg, J.H., 2008. A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. *J. Clean. Prod.* 16, 1399–1415.
- Pahl-Wostl, C., Sendzimir, J., Jeffrey, P., Aerts, J., Berkamp, G., Cross, K., 2007. Managing Change toward Adaptive Water Management through Social Learning. *Ecol. Soc.* 12. <https://doi.org/10.5751/ES-02147-120230>
- Pereira, Â.G., Rinaudo, J.-D., Jeffrey, P., Blasques, J., Quintana, S.C., Courtois, N., Funtowicz, S., Petit, V., 2003. ICT tools to support public participation in water resources governance & planning: Experiences from the design and testing of a multi-media platform. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 5, 395–420.
- Petersen, A.C., Cath, A., Hage, M., Kunseler, E., van der Sluijs, J.P., 2011. Post-Normal Science in Practice at the Netherlands Environmental Assessment Agency. *Sci. Technol. Hum. Values* 36, 362–388. <https://doi.org/10.1177/0162243910385797>
- Ramos, J., Soma, K., Bergh, O., Schulze, T., Gimpel, A., Stelzenmueller, V., Makinen, T., Fabi, G., Grati, F., Gault, J., 2015. Multiple interests across European coastal waters: the importance of a common language. *Ices J. Mar. Sci.* 72, 720–731. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu095>
- Ramsey, K., 2009. GIS, modeling, and politics: On the tensions of collaborative decision support. *J. Environ. Manage., Collaborative GIS for spatial decision support and visualization* 90, 1972–1980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.029>
- Rauschmayer, F., Wittmer, H., 2006. Evaluating deliberative and analytical methods for the resolution of environmental conflicts. *Land Use Policy, Resolving Environmental Conflicts: Combining Participation and Multi-Criteria Analysis* 23, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.011>
- Swedeen, P., 2006. Post-normal science in practice: A Q study of the potential for sustainable forestry in Washington State, USA. *Ecol. Econ.* 57, 190–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.003>
- Temper, L., Delbene, D., Martinez-Alier, J., Rodriguez-Labajos, B., 2015. Mapping the frontiers and front-lines of Environmental Justice: the EJOLT Atlas. *J. Polit. Ecol.* 22, 255–278.
- Tress, B., Tress, G., Fry, G., 2005. Defining concepts and the process of knowledge production in integrative research. Springer: Heidelberg, Germany.
- van der Sluijs, J.P., 2002. A way out of the credibility crisis of models used in integrated environmental assessment. *Futures* 34, 133–146. [https://doi.org/10.1016/S0016-3287\(01\)00051-9](https://doi.org/10.1016/S0016-3287(01)00051-9)
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies1b, J., Abel1b, N., Cumming, G., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G.D., Pritchard, R., 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conserv. Ecol.* 6, 14

Annexe 6 : Livret de scénarios utilisé lors des ateliers d'évaluation



Livret de scénarios

ASSOL : Réduction de la sole irriguée	278
ROTA : Rotations culturales.....	280
OAD : Pilotage de l'irrigation assisté.....	281
RET : Mise en commun des capacités de stockage en eau	282

Ce livret a été réalisé par Sandrine Allain dans le cadre de sa thèse « Comment limiter les crises de gestion quantitative de l'eau ? Evaluation multicritère, multi-acteurs et spatialisée », dirigée par Delphine Leenhardt et Gaël Plumecocq, et financée par l'école doctorale SEVAB, le projet ANR TataBox et le projet Casdar SIMULTEAU.

Contact : sandrine.allain@inra.fr

ASSOL

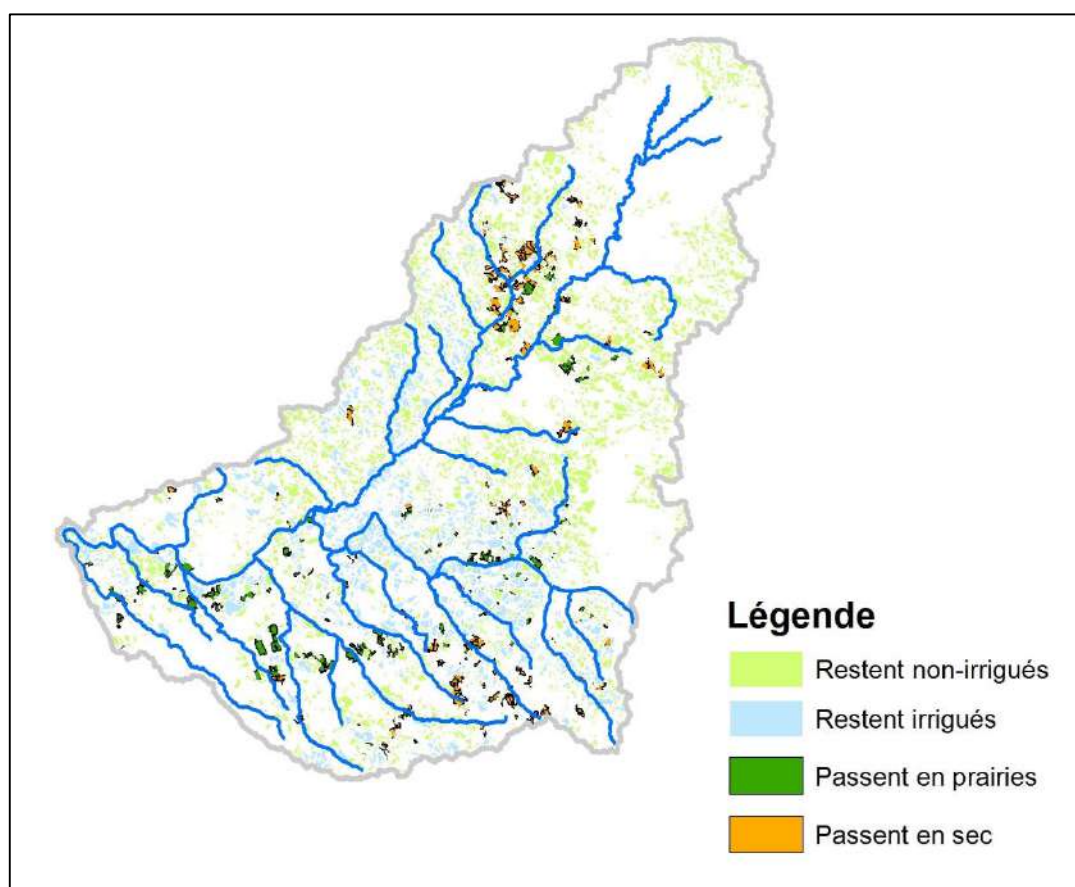
Réduction de la sole irriguée



Dans ce scénario, on cherche à **limiter l'irrigation sur les zones non-réalimentées** (c'est-à-dire sans soutien d'étiage) pour réduire la pression de prélèvement sur ces cours d'eau ayant un fonctionnement « autonome » et à réimplanter des prairies permanentes « en tête de bassin », pour des questions de qualité de l'eau.

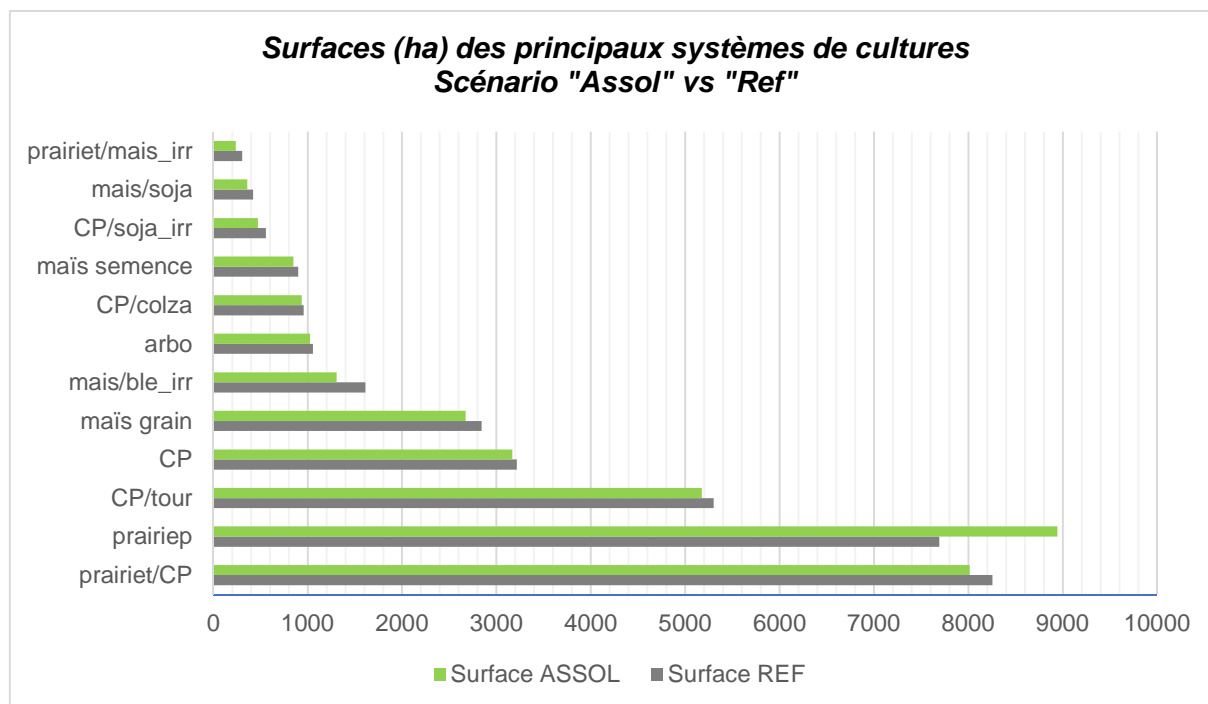
Toutes les parcelles irrigables à partir de points de prélèvement situées dans les zones de la Lère réalimentée et de l'Aveyron sont maintenues ainsi que toutes les parcelles irrigables appartenant à l'ASA des lacs du Gouyre et du Tordre. Toutes les autres parcelles irrigables ne répondant pas à ces critères passent en sec suivant le schéma suivant :

- pour les premiers 50% des surfaces les moins pentues (entre 0 et 3,5% de pente), les semences sont passées en céréales à paille, et toutes les autres cultures restent identiques, mais conduites en sec;
- les 50% des surfaces restantes les plus pentues (entre 3,5 et 22% de pente) passent intégralement en prairie permanente.



Localisation des îlots dont l'itinéraire technique est modifié dans le scénario « Assol »

Au total, la surface irrigable diminue de 21%, passant de 13 000 ha à 10 200 ha. L'augmentation de la surface en prairies permanentes implique une légère réduction de la surface occupée par d'autres systèmes de culture, cette baisse étant un peu plus marquée pour les systèmes en maïs-blé.

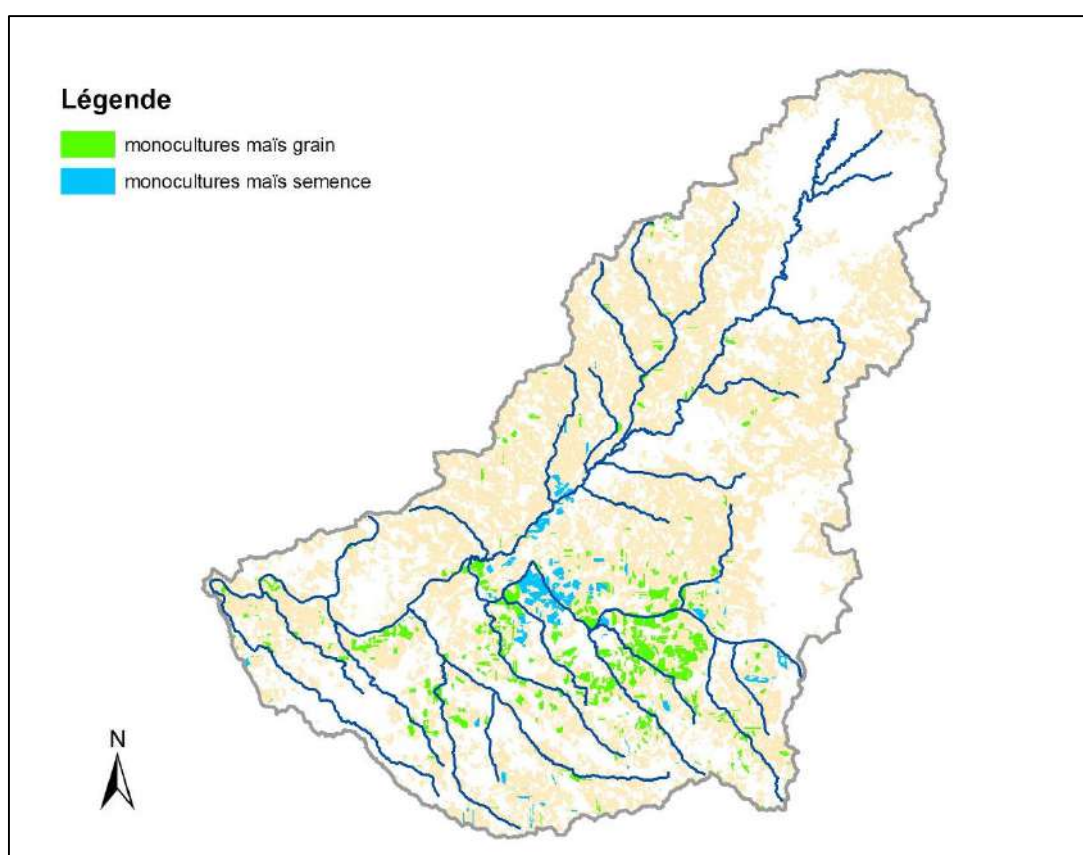


ROTA

Rotations culturales



Sur le territoire, on compte quasiment 4000 ha en monocultures de maïs (2900 ha en maïs grain et 900 ha en maïs semence), particulièrement gourmandes en eau. Afin de réduire la consommation d'eau sur ces parcelles, en plus d'autres bénéfices agronomiques potentiels (fertilité des sols, gestion des ravageurs...), des rotations longues sur 4 ans sont mises en œuvre.



Localisation des monocultures de maïs (transformées en rotations longues dans le scénario « Rota »)

La rotation-type choisie, déjà rencontrée sur le territoire, est la suivante : **maïs – tournesol – blé – colza**. Dans le modèle, elle est implémentée sur toutes les surfaces préalablement en monoculture de maïs, en respectant la variété de maïs initialement utilisée, et en maintenant le caractère irrigué de la parcelle. Par ailleurs, la culture initiale varie d'une parcelle à l'autre d'une même exploitation de façon à garder un assolement à peu près homogène d'une année sur l'autre.



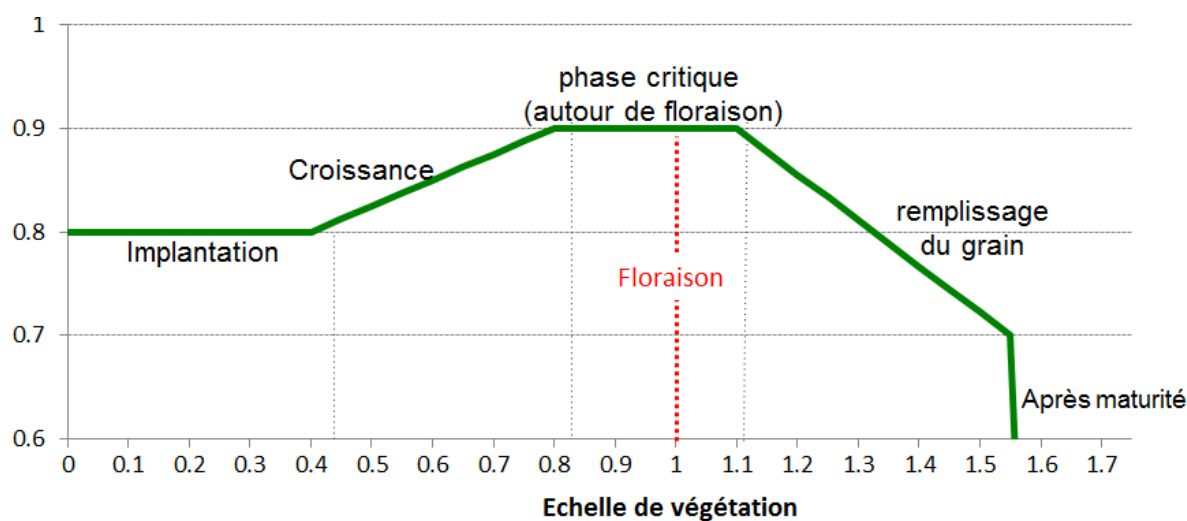
OAD

Pilotage de l'irrigation assisté

Ce scénario vise à analyser les conséquences d'une conduite d'irrigation assisté par des sondes tensiométriques et un outil d'aide à la décision.

L'objectif recherché est d'apporter une quantité d'eau optimale qui permette de satisfaire les besoins des plantes et d'éviter une situation de stress hydrique sur tout le cycle de croissance.

Dans le modèle, ce scénario consiste à **activer une stratégie d'irrigation « théorique »** pour l'ensemble des parcelles en grandes cultures. Dans cette stratégie, l'irrigation est déclenchée selon que les besoins en eau de la plante sont satisfaits ou non. Le niveau de satisfaction hydrique nécessaire au bon développement de la plante est défini de façon théorique, suivant son stade physiologique. Ainsi, chaque jour, on regarde si l'eau disponible dans le sol permet d'atteindre le niveau de satisfaction hydrique théorique de la plante. Si c'est le cas, la culture ne sera pas irriguée et les besoins en irrigation recalculés le lendemain ; sinon, l'irrigation sera déclenchée. Cette stratégie d'« irrigation théorique » a été développée par l'INRA de manière empirique.



Seuils de satisfaction hydrique théoriques (ETR/ETM) qui servent au déclenchement de l'irrigation dans le scénario de pilotage de l'irrigation assisté.

RET



Mise en commun des capacités de stockage en eau

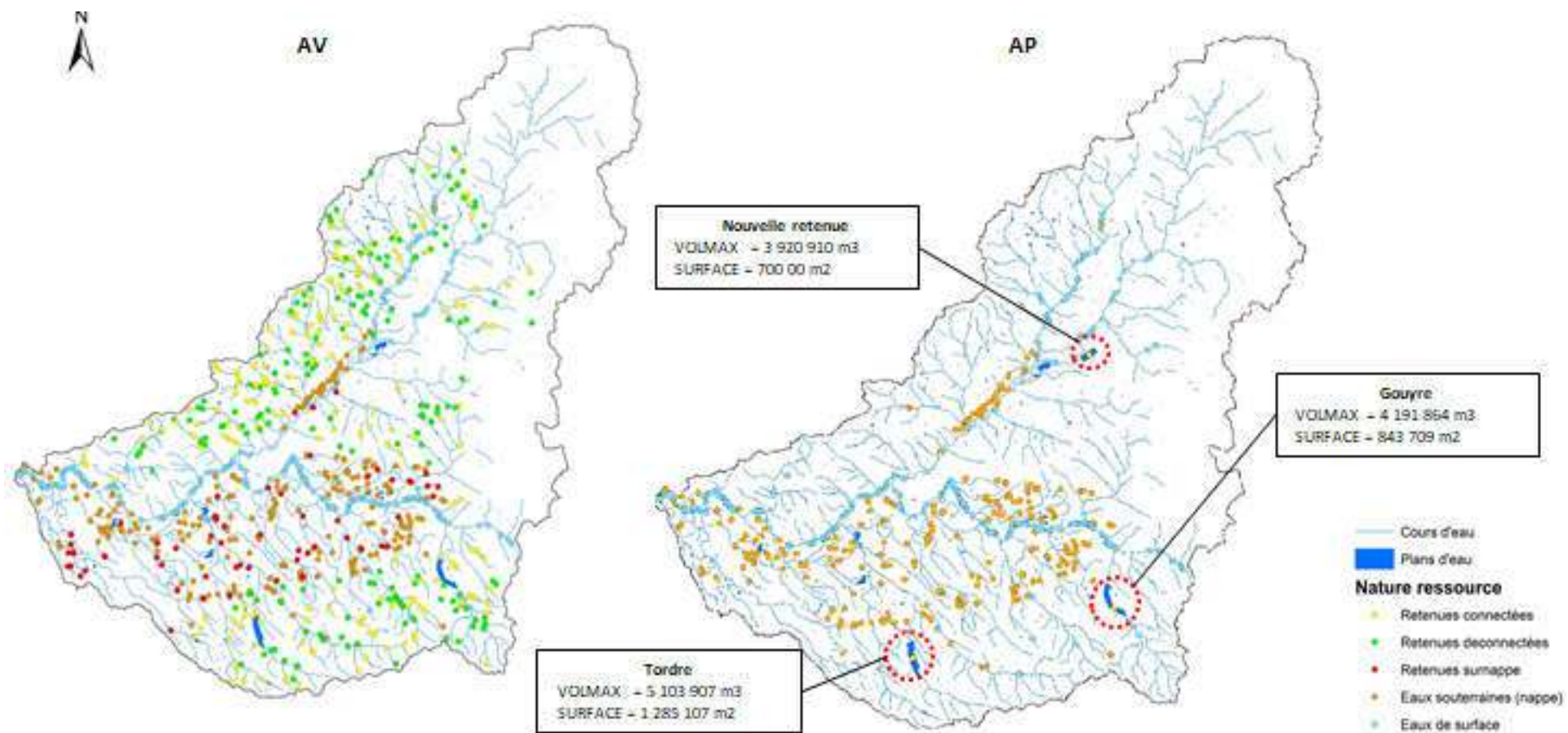
Sur l'aval du bassin aval de l'Aveyron, à côté d'une multitude de retenues de petites tailles, deux grandes retenues à usage agricole existent actuellement dans le Sud du bassin : Le Tordre (3,2 hm³) et Le Gouyre (3,4 hm³).

Ce scénario vise à **concentrer dans trois grandes retenues déconnectées tous les prélèvements d'irrigation réalisés à partir de petites retenues agricoles** (qu'elles soient connectées, déconnectées ou sur nappe). Le choix de concentrer la pression des prélèvements sur trois principales retenues a pour objectif (i) de favoriser la dynamique d'écoulement au niveau des rivières pendant l'étiage en évitant la rétention des eaux pendant cette période, (ii) de relâcher la pression sur les petits affluents, et (iii) de mutualiser les besoins et coûts liés au stockage.

Dans ce scénario, la capacité totale de stockage sur le territoire reste constante. Les points de prélèvements directs en nappe et en rivière restent inchangés et l'on fait l'hypothèse que les retenues abandonnées ont été rebouchées (naturellement ou avec une intervention).

Ainsi, la capacité de stockage des retenues du Tordre et du Gouyre augmente respectivement de 1,9 hm³ et 790 000 m³, ces deux retenues devenant déconnectées. Une nouvelle retenue déconnectée est également créée à proximité du réservoir des Falquettes, sur la Lère, avec une capacité de 3,9 hm³. Cette nouvelle retenue est gérée à l'image du Gouyre et du Tordre, c'est-à-dire sous forme d'ASA.

Tous les points de prélèvement localisés au niveau de la rive sud de l'Aveyron sont répartis dans les retenues Gouyre et Tordre en fonction de leurs proximités, et tous les points localisés au niveau de la rive nord sont affectés à la retenue nouvellement créée. Ces réaménagements ne changent en rien la répartition initiale des surfaces irrigables. Par contre, cela suppose conceptuellement d'équiper le bassin en réseaux (conduites, canaux) de transport d'eau d'irrigation supplémentaires.



Points de prélèvement d'irrigation avant (AV) et après (AP) implémentation du scénario « Ret »

Annexe 7 : Livret d'indicateurs utilisé lors des ateliers d'évaluation

Livret d'indicateurs

Prélèvements

PRELEV - Volume d'eau prélevé pour l'irrigation.....	287
PRELJZ - Dynamique journalière des volumes prélevés sur les zones réalimentées.....	289
PRELD - Volumes prélevés pour l'irrigation en dynamique décadaire.	291
PRELBV – Evolution des prélèvements par bassin versant élémentaire.....	293

Hydrologie

QETE – Débit moyen des rivières pendant la période estivale (juin-sept).....	295
QJA – Débit moyen des rivières en juillet-août	299
QDETE - Débit des rivières par décade de la période estivale.....	303
FDOE - Fréquence de franchissement du débit d'objectif d'étiage.....	305
F10DOE – Fréquence à laquelle le débit moyen sur 10 jours passe sous le DOE	307
VDEF – Volume d'eau déficitaire par rapport au DOE	309
VCN10 – Valeur minimale du débit moyen sur 10 jours	311
RESTI – Quantité d'eau restituée au milieu	313

Stockage

SE - Mobilisation des réserves de soutien d'étiage.	315
UTRET – Taux d'utilisation des retenues agricoles	317
CULOT – Nombre de jours où les retenues sont à leur culot	319

Agriculture

DIVC – Diversité des cultures.....	321
PROD - Production agricole des grandes cultures.....	323
RDT - Rendements des grandes cultures	327
CATER – Chiffre d'affaire dégagé par les grandes cultures sur le territoire	331
MB – Marge brute à l'hectare pour les grandes cultures	333
SATIS – Taux de satisfaction de la demande en eau	337
CHT – Temps de travail dédié aux opérations techniques agricoles.....	339
PICT – Fréquence des pics d'activités techniques agricoles.....	341

Calculs d'efficience

PRODEAU – Production en grandes cultures dégagée par m3 d'eau.....	343
RDEAU – Rendement des grandes cultures par m3 d'eau.....	345
VALEAU – Marge brute dégagée par m3 d'eau prélevé	347
CAEAU – Chiffre d'affaire dégagé par m3 d'eau prélevé.....	349
MBDEF – Coût en marge brute de la réduction du déficit hydrique.....	351

PRELEV - Volume d'eau prélevé pour l'irrigation

DEFINITION

Volume d'eau prélevé pour l'irrigation sur l'ensemble du territoire au cours d'une année.

UNITE

hm³

CALCUL

En moyenne interannuelle :

$$PRELEV = \frac{1}{N} \sum_n V_n$$

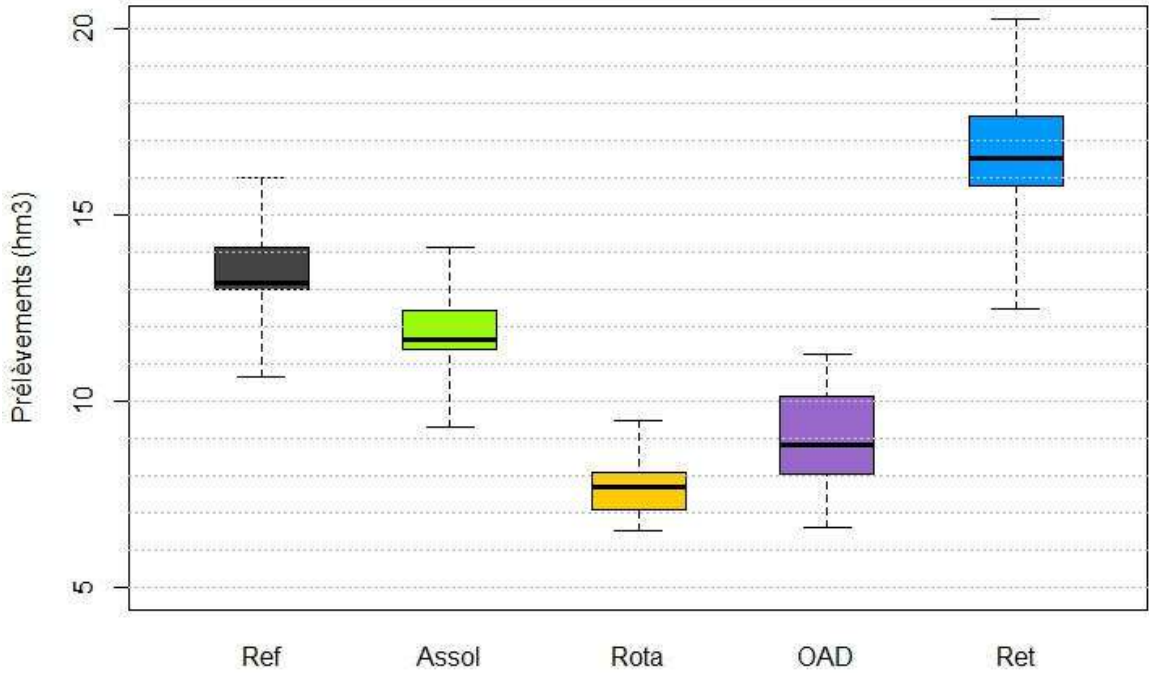
Avec :

V_n le volume total prélevé l'année n ;

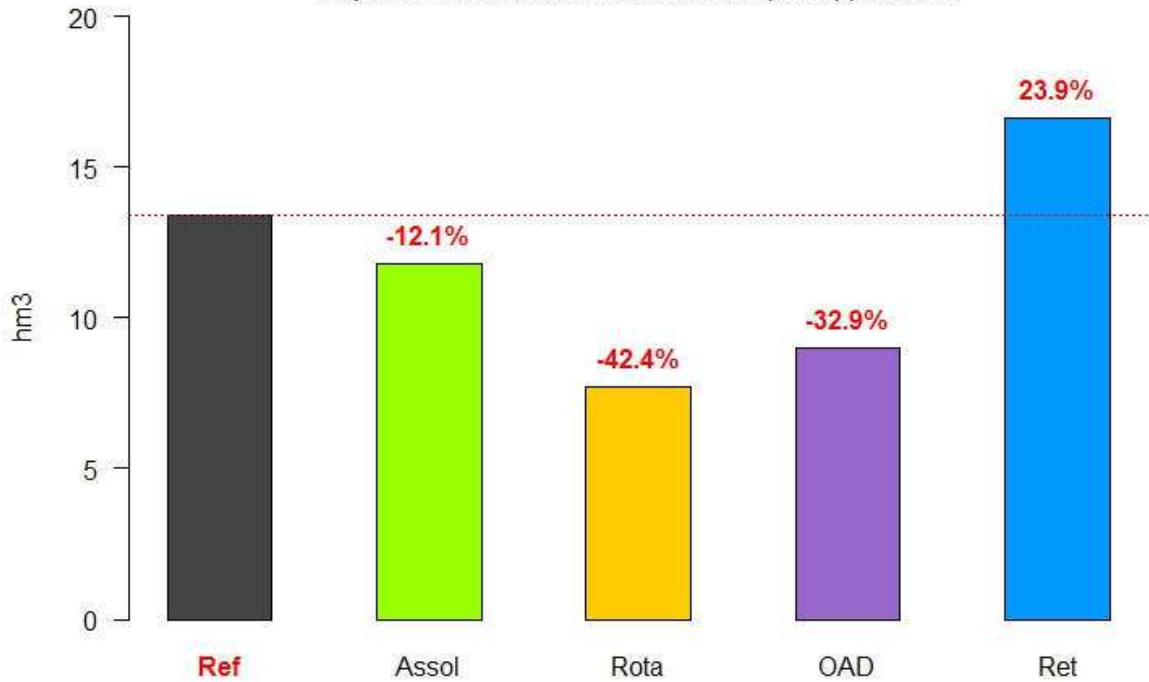
N le nombre d'années de simulation.

RESULTATS DE SIMULATION

Prélèvements totaux pour irrigation



Prélèvements totaux pour irrigation
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



PRELJZ - Dynamique journalière des volumes prélevés pour l'irrigation sur les zones réalimentées

DEFINITION

Volume d'eau prélevé pour l'irrigation chaque jour en moyenne interannuelle sur une zone bénéficiant de soutien d'étiage.

UNITE

m³

COMMENTAIRES

Cet indicateur reflète à la fois la pression de prélèvement exercée sur une zone du territoire et la difficulté ou facilité à gérer les lâchers de soutien d'étiage. En effet, plus les prélèvements sont étalés dans le temps et « lissés », plus il est facile au gestionnaire de barrage d'ajuster la quantité d'eau à lâcher.

Cet indicateur a été calculé pour deux zones administratives : l'Aveyron (prélèvements dans le cours d'eau) et la Lère réalimentée (prélèvements dans les cours d'eau et les retenues)

CALCUL

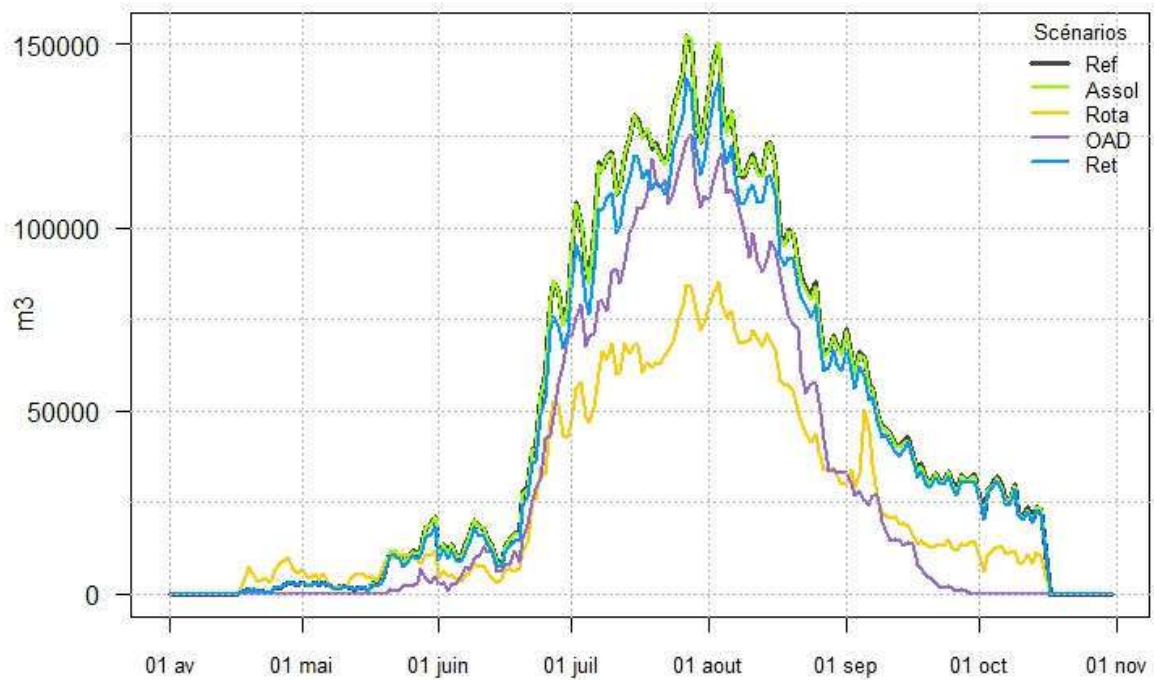
$$PRELJZ_{i,j} = \frac{1}{N} \sum_n V_{i,j,n}$$

Avec :

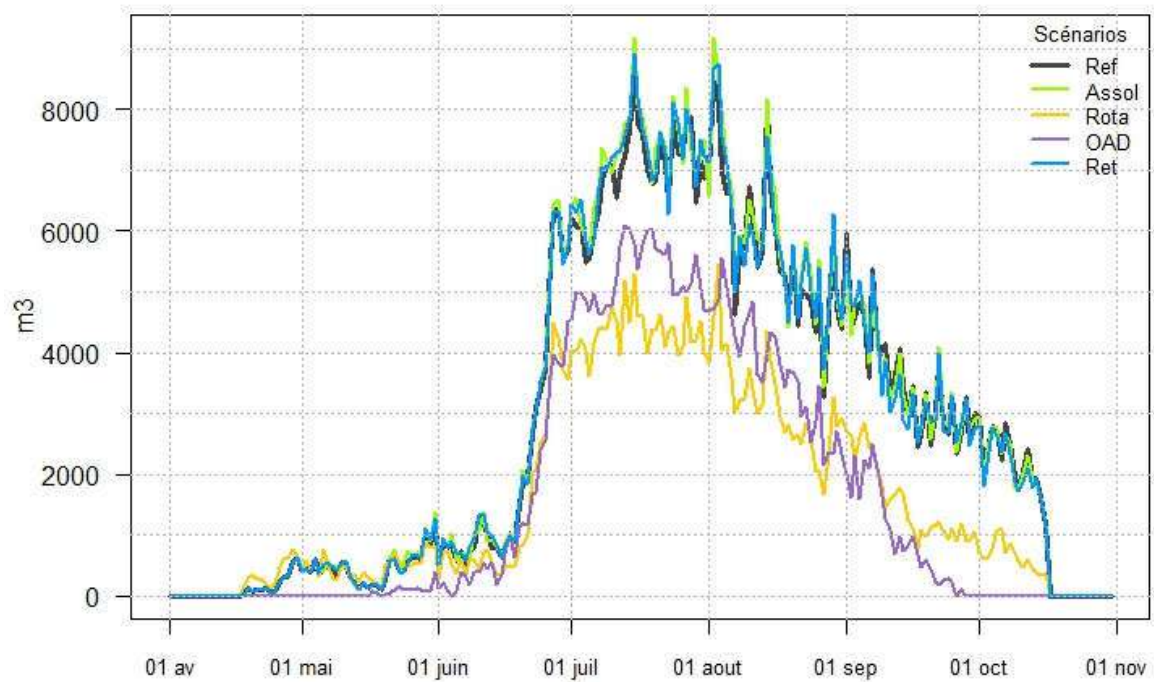
- $PRELJ_{i,j}$ le volume d'eau prélevé le jour j dans la zone i.
- $V_{i,j,n}$ le volume d'eau prélevé dans la zone i le jour j de l'année n (sortie MAELIA) ;
- N le nombre d'années de simulation.

RESULTATS DE SIMULATION

Prélèvements de surface simultanés sur l'Aveyron



Prélèvements de surface et nappes d'accompagnement simultanés sur la Lère réalimentée



PRELD - Volumes prélevés pour l'irrigation en dynamique décadaire.

DEFINITION

Volumes prélevés pour l'irrigation sur l'ensemble du territoire par période de 10 jours.

UNITE

hm³

COMMENTAIRES

Cet indicateur rend compte à la fois de l'intensité des prélèvements pendant l'été (« pic » de prélèvement) et de leur répartition sur la période d'étiage.

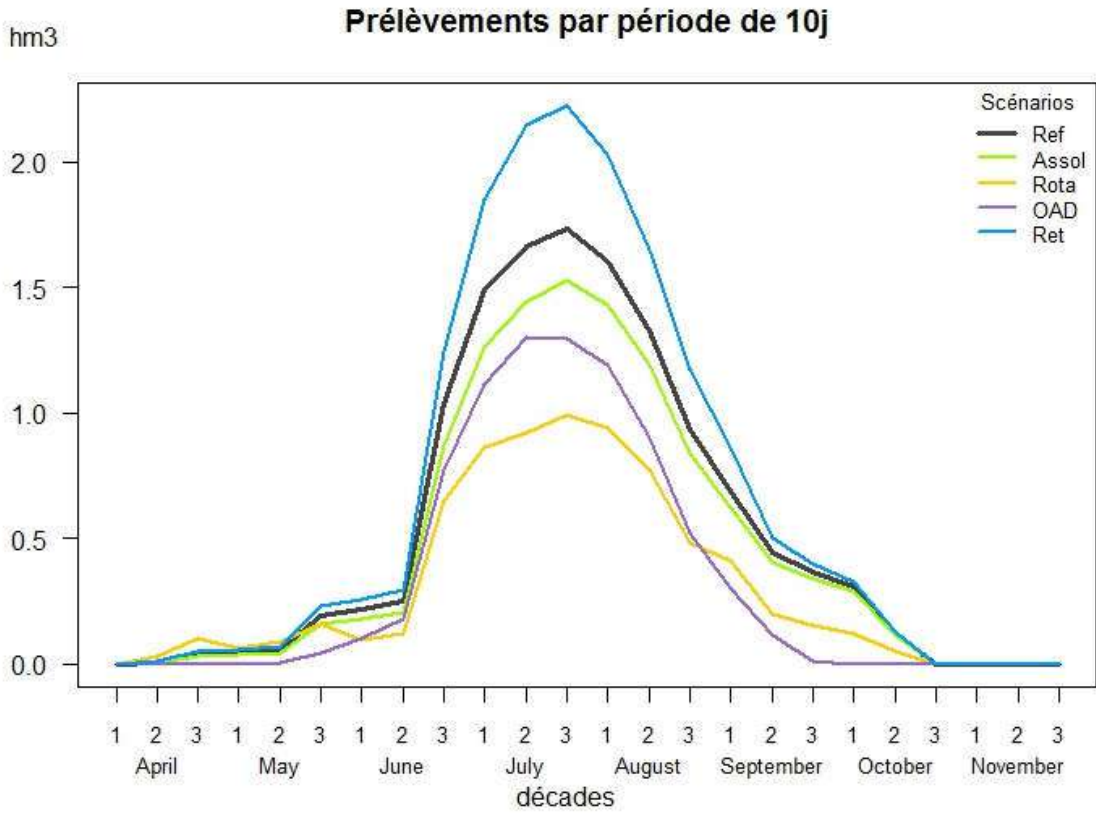
CALCUL

$$PRELD_d = \frac{1}{N} \sum_n \sum_{j=d}^{d+9} V_{j,n}$$

Avec :

- $PRELD_d$ la valeur de PRELD pendant la décade d ;
- N le nombre d'années de simulation ;
- $V_{j,n}$ le volume total prélevé le jour j de l'année n.

RESULTATS DE SIMULATION



PRELBV – Evolution des prélèvements par bassin versant élémentaire

DEFINITION

Variation des prélèvements réalisés sur chaque bassin versant élémentaire par rapport à la situation de référence.

UNITE

% (ex. 50% signifie que les prélèvements ont augmenté de 1,5 fois par rapport à Ref)

CALCUL

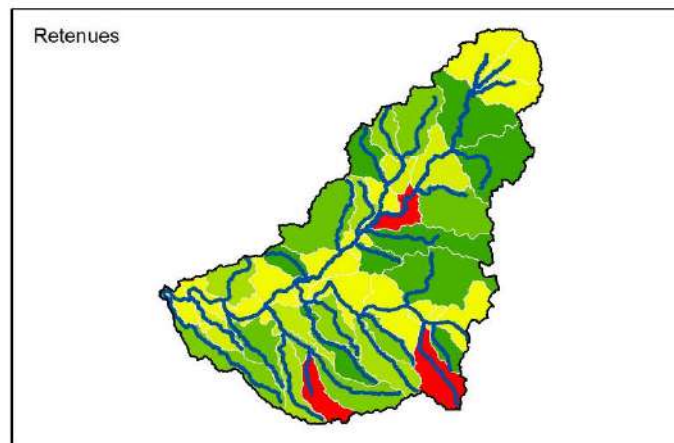
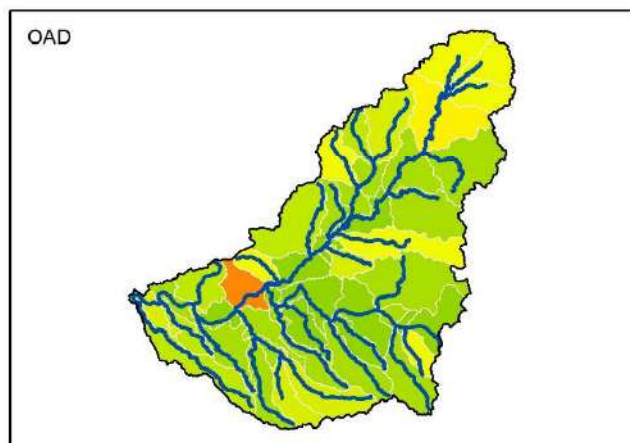
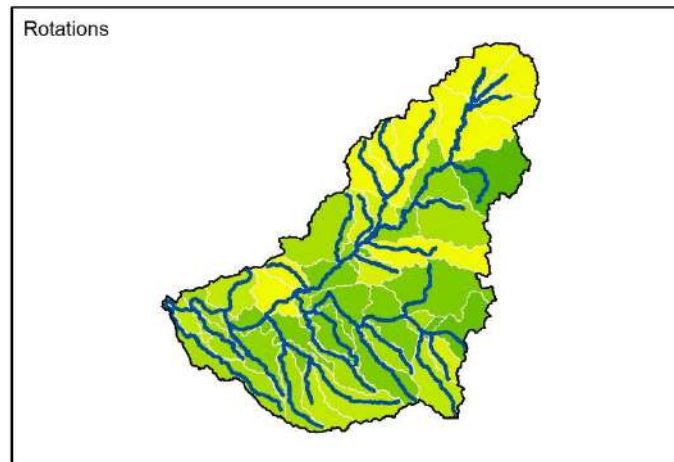
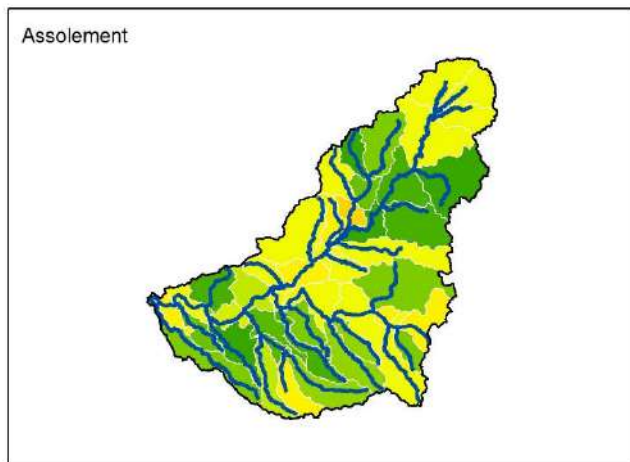
$$PRELBV_i = \frac{1}{N} \sum_n \left(\frac{(V_{i,n} - V_{i,n,ref}) \times 100}{V_{i,n,ref}} \right)$$

Avec :

- $PRELBV_i$ la valeur de PRELBV sur le bassin élémentaire i ;
- N le nombre d'années de simulation ;
- $V_{i,n}$ le volume d'eau prélevé l'année n sur le bassin i dans le scénario étudié ;
- $V_{i,n,ref}$ le volume d'eau prélevé l'année n sur le bassin i dans la situation de référence.

Prélèvements par bassin versant élémentaire

% de variation
par rapport à Ref



QETE – Débit moyen des rivières pendant la période estivale (juin-sept)

DEFINITION

Débit moyen des rivières Aveyron et Lère à leur exutoire sur la période juin-septembre.

UNITE

m³/s

COMMENTAIRES

La simulation des débits des rivières suppose de représenter des interactions complexes entre un modèle hydrologique, un modèle agricole et un modèle de gestion de l'eau. Le modèle hydrologique utilisé (SWAT) est robuste pour les grands cours d'eau mais pas pour les plus petits. De plus, la fiabilité du modèle n'a pas été testée pour les épisodes de crues et n'est démontrée que pour la période d'étiage.

Par conséquent, les résultats donnés pour la rivière Lère doivent être pris avec précaution (fortes incertitudes) et interprétés uniquement en relatif par rapport à la situation de référence. Compte-tenu de ces incertitudes, les débits simulés sur les plus petits affluents ne sont quant à eux pas présentés (pour ceux-ci, se référer plutôt aux prélèvements (PRELBV)).

Par ailleurs, les calculs se concentrent sur la période estivale, qui coïncide globalement avec la période d'étiage.

CALCUL

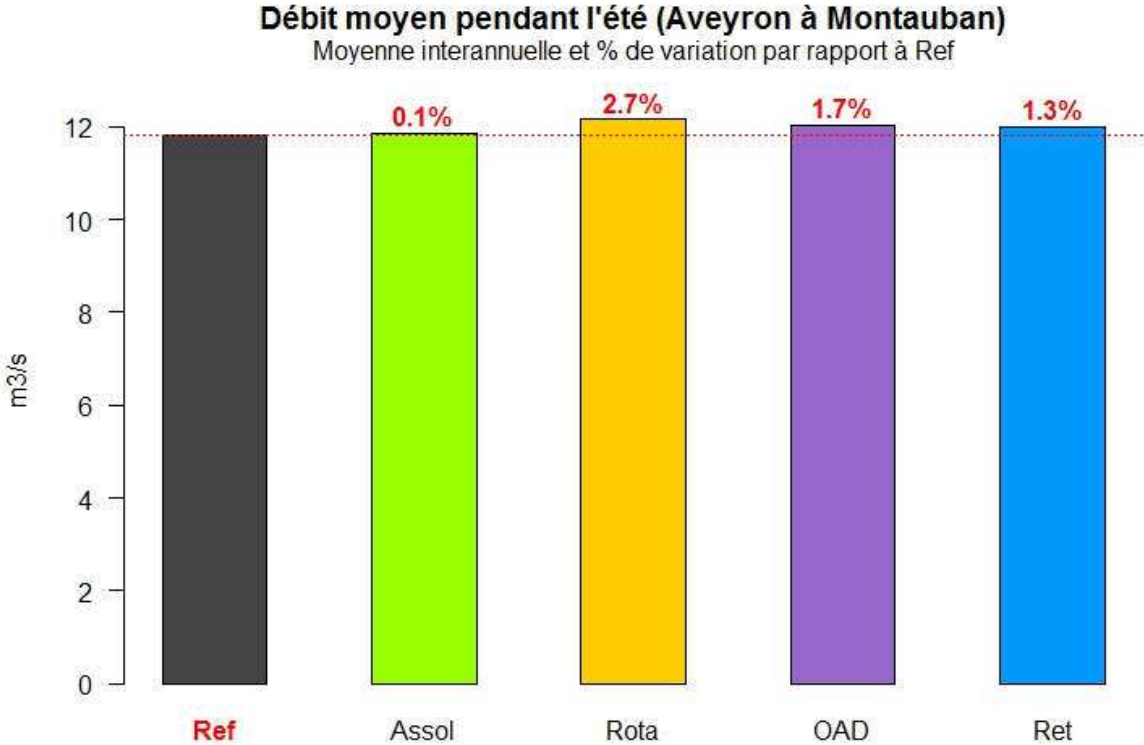
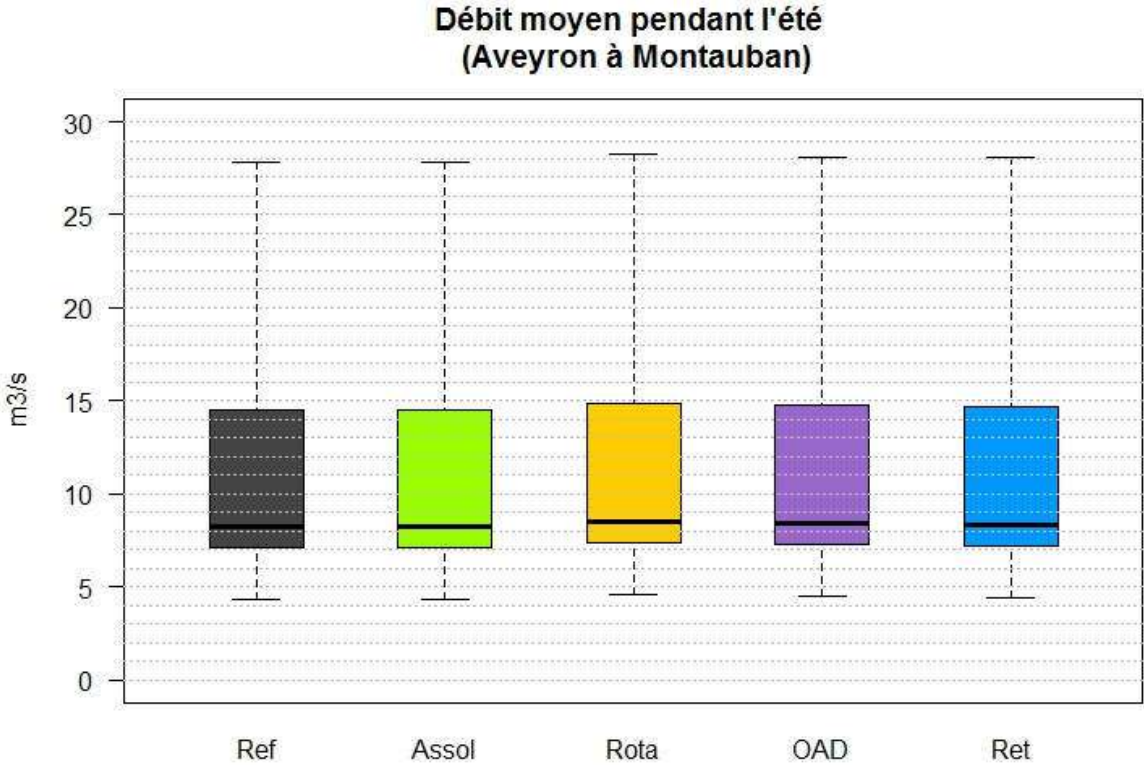
En moyenne interannuelle :

$$QETE_i = \frac{1}{N} \times \frac{1}{J} \sum_n \sum_j Q_{i,j,n}$$

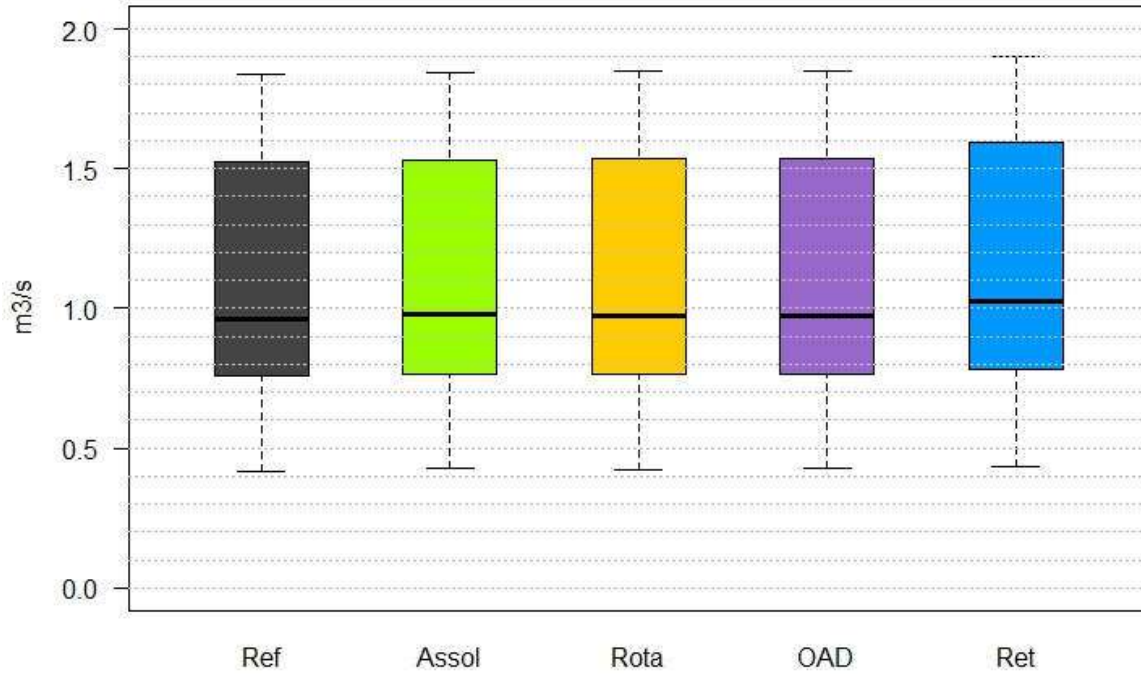
Avec :

- $QETE_i$ la valeur de QETE à l'exutoire i ;
- N le nombre d'années de simulation ;
- J le nombre de jours de la période considérée (en l'occurrence 122) ;
- $Q_{i,j,n}$ le débit journalier le jour j de l'année n à l'exutoire i , avec 1^{er} juin $\leq j \leq$ 30 septembre

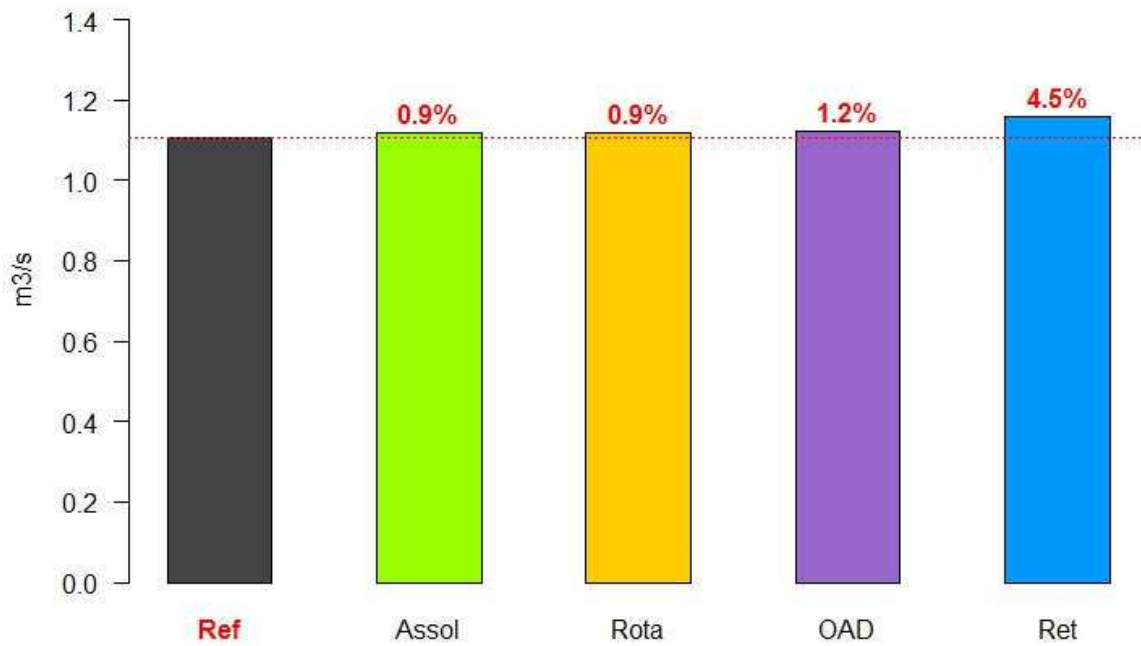
RESULTATS DE SIMULATION



Débit moyen pendant l'été (Lère à Réalville)



Débit moyen pendant l'été (Lère à Réalville) Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



QJA – Débit moyen des rivières en juillet-août

DEFINITION

Débit moyen des rivières Aveyron et Lère à leurs exutoires sur la période juillet-août.

UNITE

m³/s

COMMENTAIRES

Juillet-août sont les deux mois où la tension sur la ressource est la plus forte : la pluviométrie est faible et les besoins (irrigation, activités récréatives) les plus importants.

Pour les précautions dans l'utilisation des simulations pour la Lère, voir QETE (p10).

CALCUL

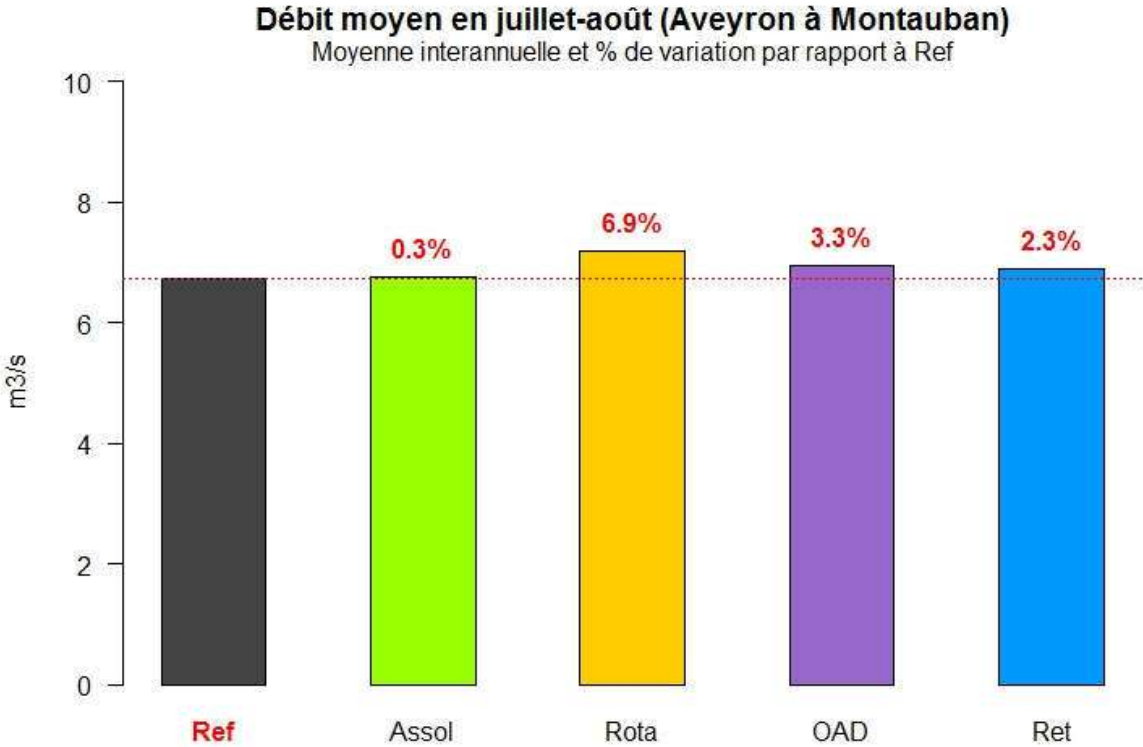
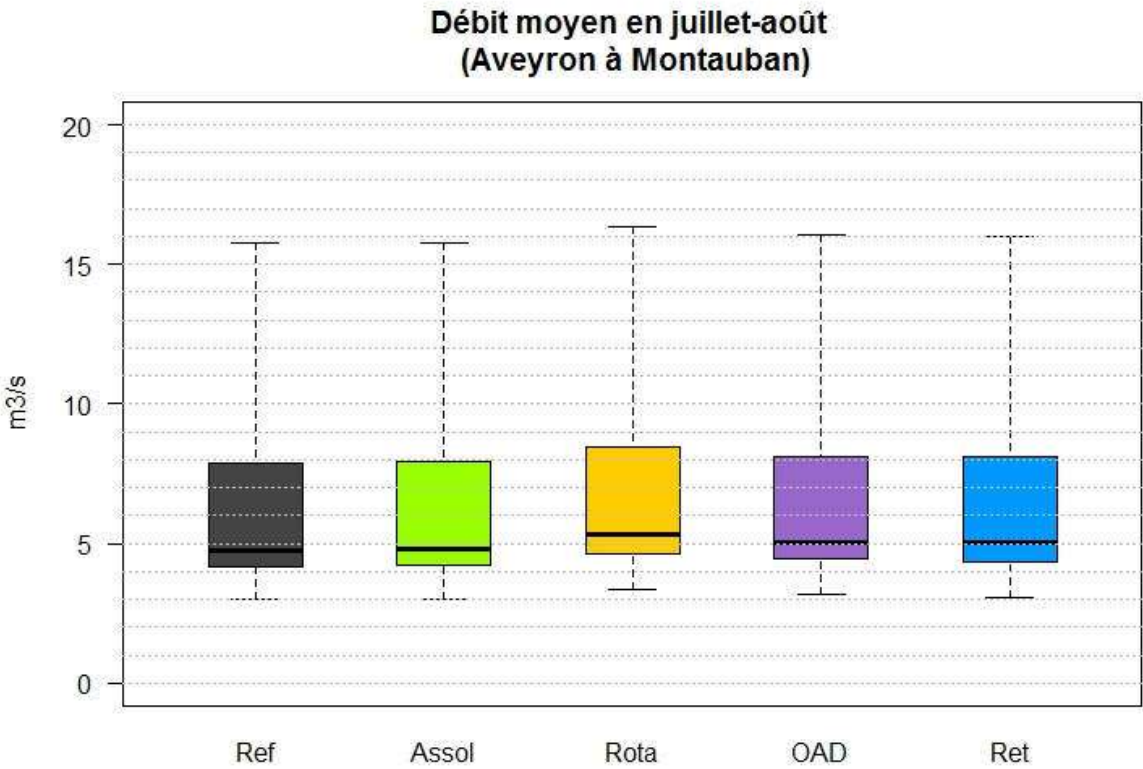
En moyenne interannuelle :

$$QJA_i = \frac{1}{N} \times \frac{1}{J} \sum_n \sum_j Q_{i,j,n}$$

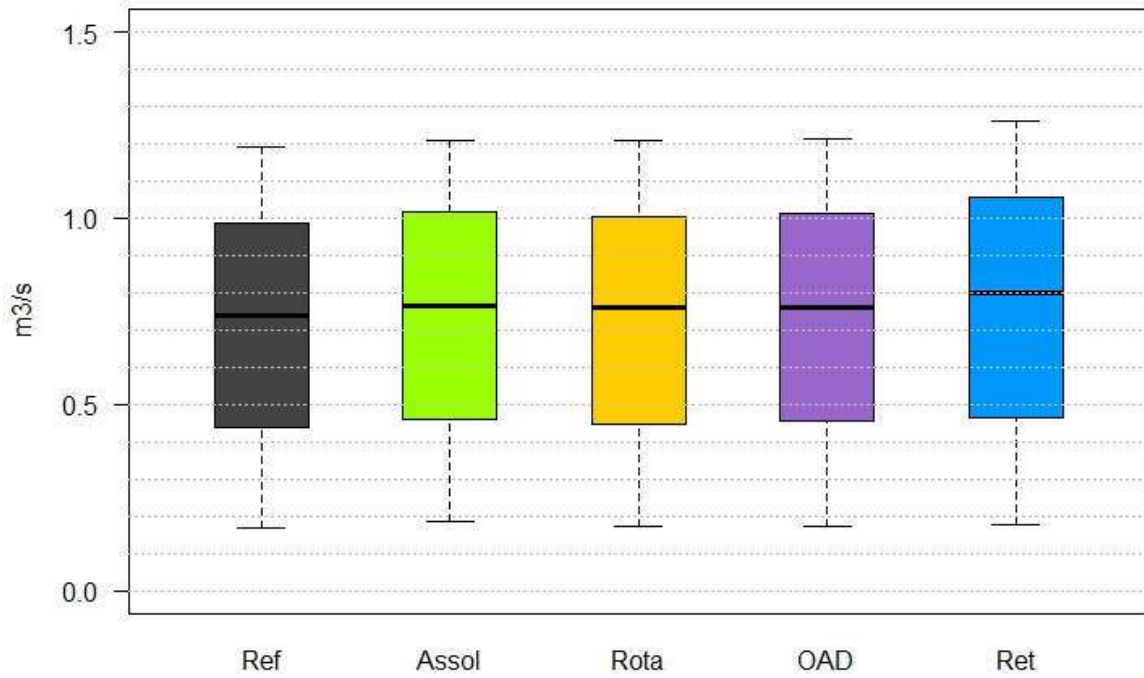
Avec :

- QJA la valeur de QJA pour à l'exutoire i ;
- N le nombre d'années de simulation ;
- J le nombre de jours de la période considérée (en l'occurrence 62) ;
- $Q_{i,j,n}$ le débit journalier le jour j à l'exutoire i pour l'année n , avec 1^{er} juillet $\leq j \leq$ 31 août

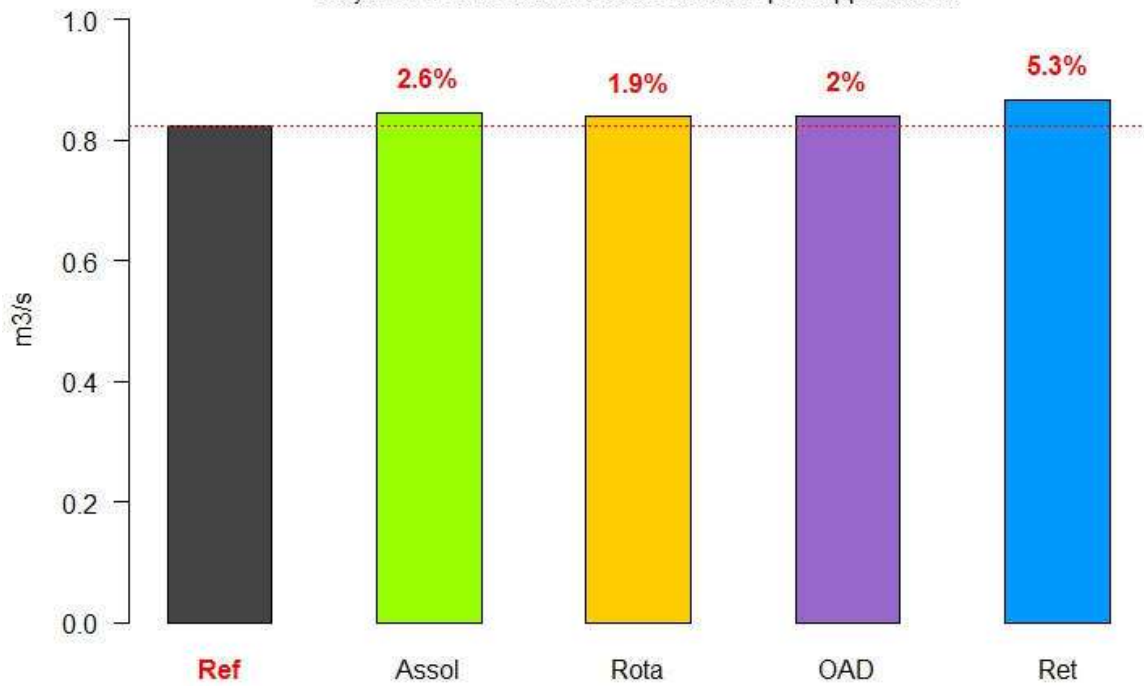
RESULTATS DE SIMULATION



**Débit moyen en juillet-août
(Lère à Réalville)**



Débit moyen en juillet-août (Lère à Réalville)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



QDETE - Débit des rivières par décade de la période estivale.

DEFINITION

Débit moyen des rivières Aveyron et Lère sur chaque décade de la période estivale (juin – septembre), exprimé comme une différence par rapport au scénario de référence.

UNITE

m³/s

COMMENTAIRES

Pendant l'été, alors que les débits sont faibles et la demande importante (tourisme, irrigation...), les tensions entre usages sont plus vives et les milieux mis sous pression. De faibles variations dans les débits peuvent, de fait, avoir des conséquences importantes sur les activités économiques, les relations sociales entre usagers et les milieux. Cet indicateur permet donc de repérer les sous-périodes au cours desquels les débits ont tendance à s'améliorer ou se détériorer.

Pour les précautions dans l'utilisation des simulations pour la Lère, voir QETE (p10).

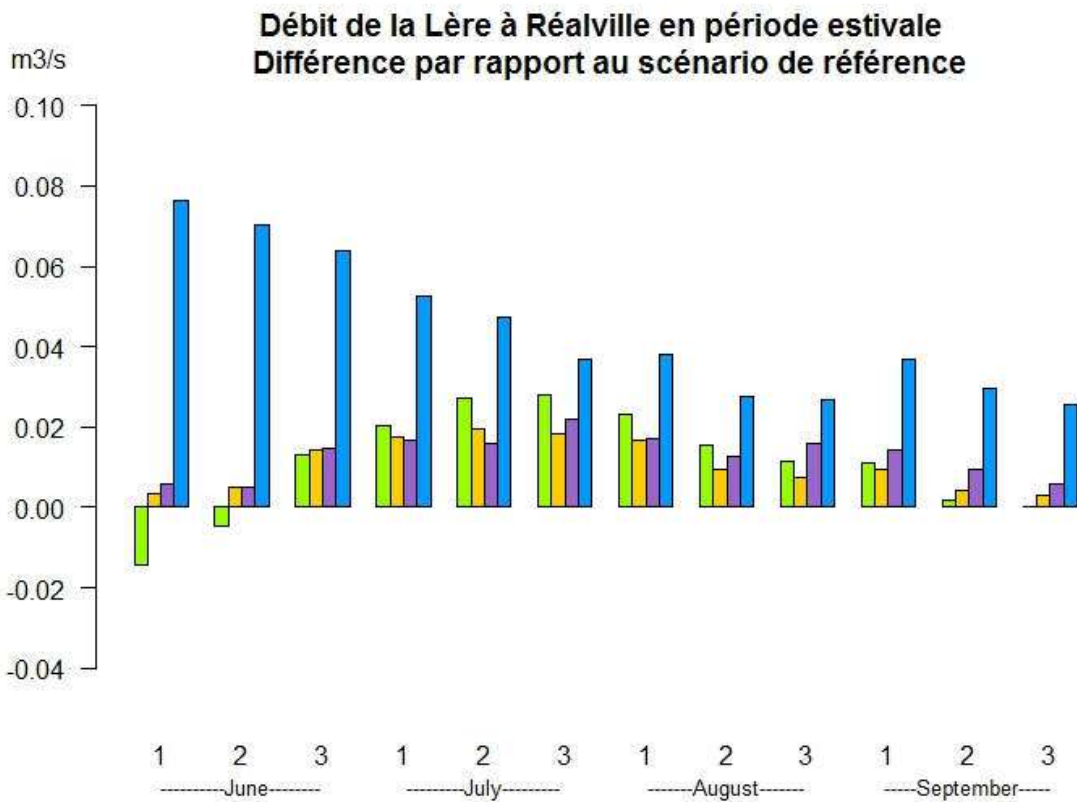
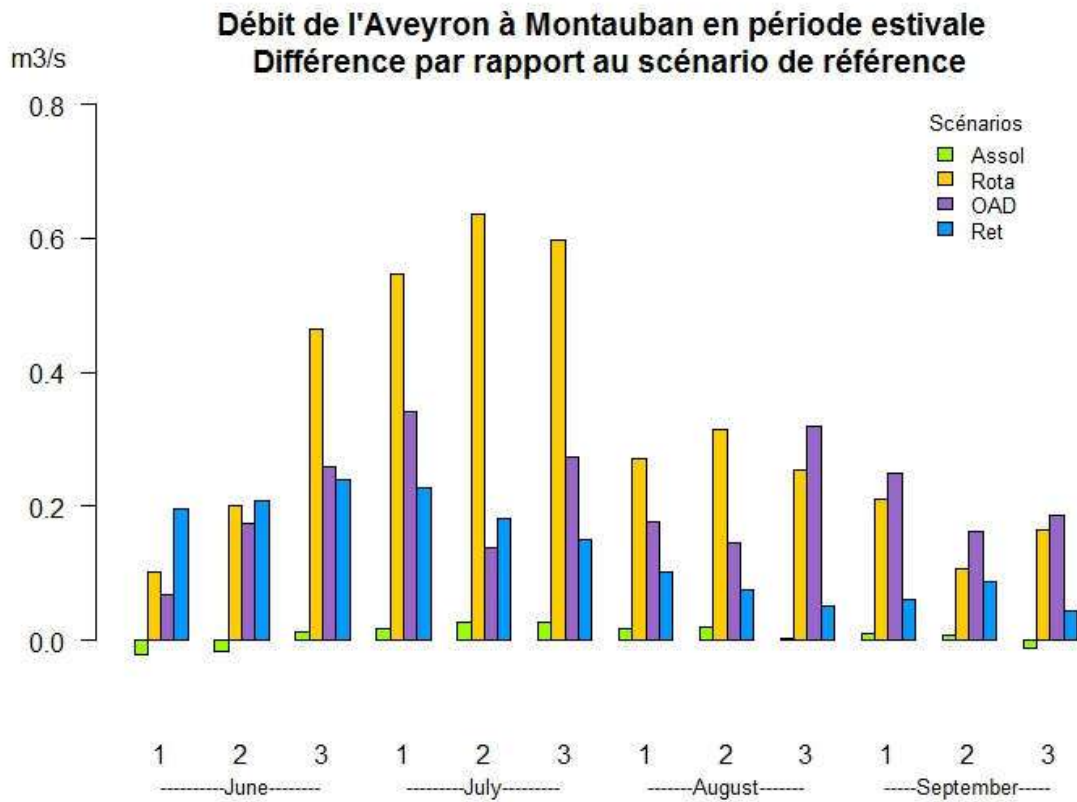
CALCUL

$$QDETE_{i,d} = \frac{1}{N} \sum_n \left(\frac{\sum_{j=d}^{d+9} Q_{i,j,n}}{10} - \frac{\sum_{j=d}^{d+9} Q_{i,j,n,ref}}{10} \right)$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- $QDETE_{i,d}$ la valeur de QDETE pendant la décade d au point i ;
- $Q_{i,j,n}$ le débit simulé au point i le jour j de l'année n pour le scénario étudié, avec 1^{er} juin $\leq j \leq 30$ septembre ;
- $(Q_{i,j,n,ref})$ le débit simulé au point i le jour j de l'année n dans le scénario de référence.

RESULTATS DE SIMULATION



FDOE - Fréquence de franchissement du débit d'objectif d'étiage

DEFINITION

Nombre de jours par an sous le débit d'objectif d'étiage (DOE) de l'Aveyron.

UNITE

Jours (j)

COMMENTAIRES

Le DOE est une valeur de débit de référence (fixé par le SDAGE) qui permet d'atteindre le bon état des masses d'eau et au-dessus de laquelle l'ensemble des usages de l'eau (y compris le bon fonctionnement des milieux aquatiques) sont satisfaits. Lorsque le débit mesuré à un point nodal est inférieur au DOE, cela implique la tenue d'un « comité sécheresse » qui décide de la mise en place de restrictions d'usage.

Sur le territoire simulé, il existe deux points de mesure du DOE : Montauban (exutoire de l'Aveyron) et Réalville (exutoire de la Lère). Les incertitudes dans la simulation des débits de la Lère (voir QETE, p 10) ne permettent pas d'obtenir des valeurs absolues de débit fiables pour cette rivière ; en conséquence, nous avons choisi de ne pas estimer la fréquence de dépassement du DOE à Réalville.

CALCUL

En moyenne interannuelle :

Soit $\alpha_j = \begin{cases} 1 & \text{si } Q_j < DOE \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$

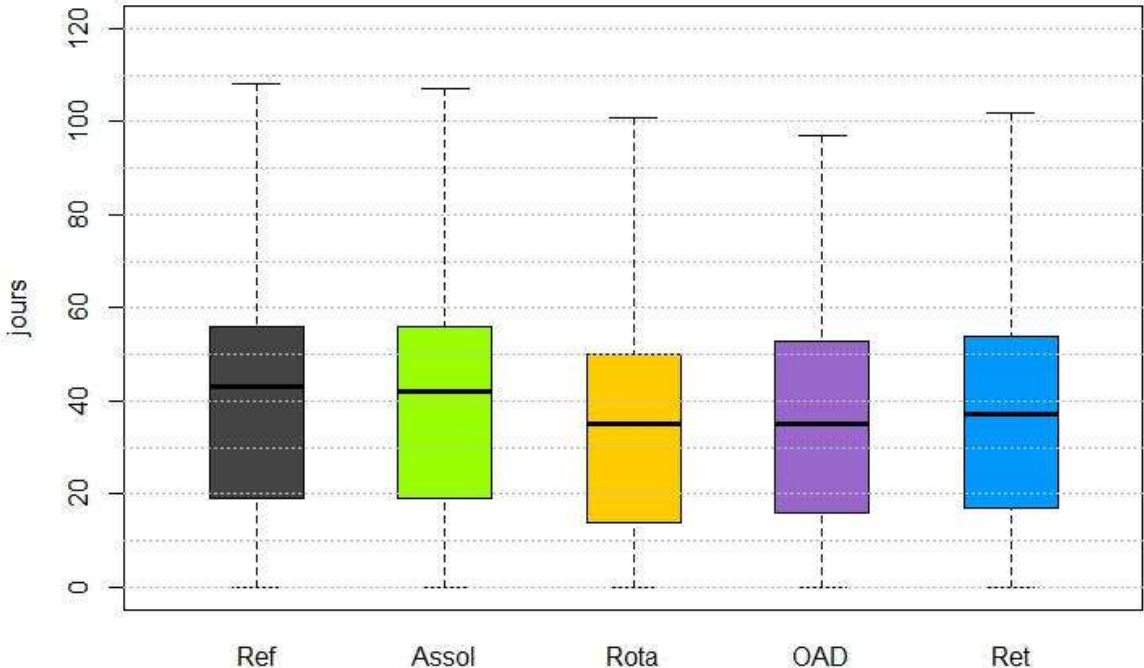
$$FDOE = \frac{1}{N} \sum_j \alpha_j$$

Avec :

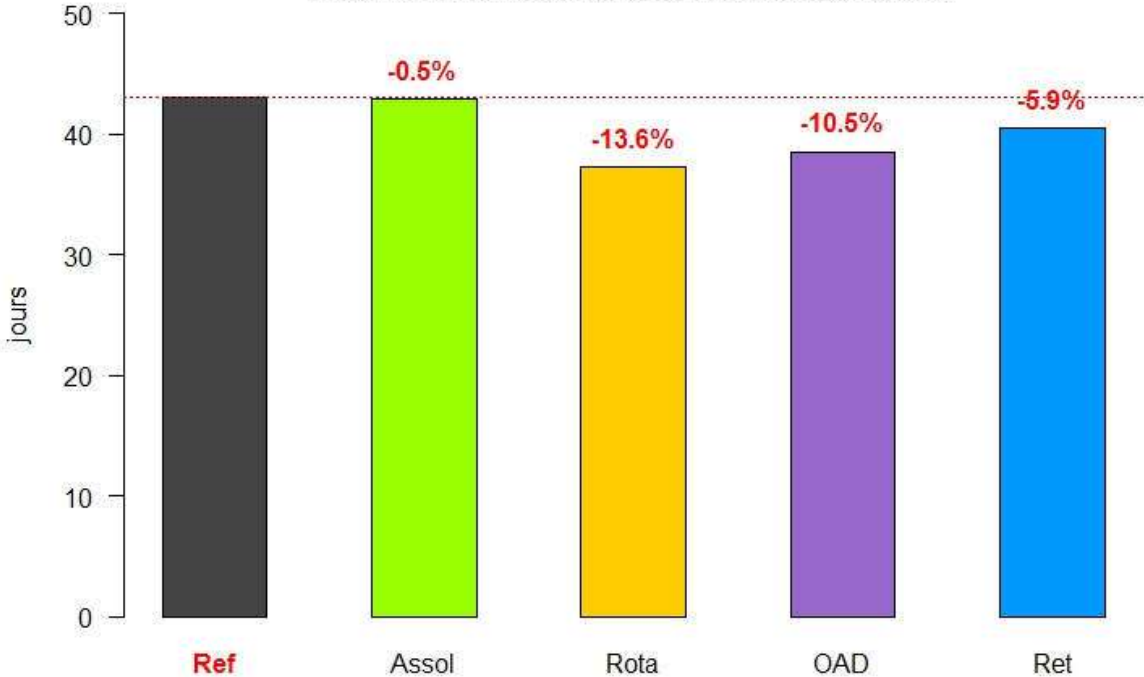
- N le nombre d'années de simulation
- Q_j le débit simulé au point nodal de Montauban (rivière Aveyron) au jour j ;
- DOE la valeur du DOE (4m³/s à Montauban).

RESULTATS DE SIMULATION

Nombre de jours sous le DOE par an (Aveyron à Montauban)



Nombre de jours sous le DOE (Aveyron à Montauban)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



F10DOE – Fréquence à laquelle le débit moyen sur 10 jours passe sous le DOE

DEFINITION

Nombre de jours où le débit moyen de l'Aveyron sur 10 jours consécutifs (moyenne glissante) passe sous le DOE.

UNITE

j

COMMENTAIRE

Cet indicateur permet de mettre en évidence la fréquence des épisodes de sécheresse prolongée (à la différence de FDOE).

Sur l'absence de résultats pour la Lère : voir FDOE (p 20)

CALCUL

En moyenne interannuelle :

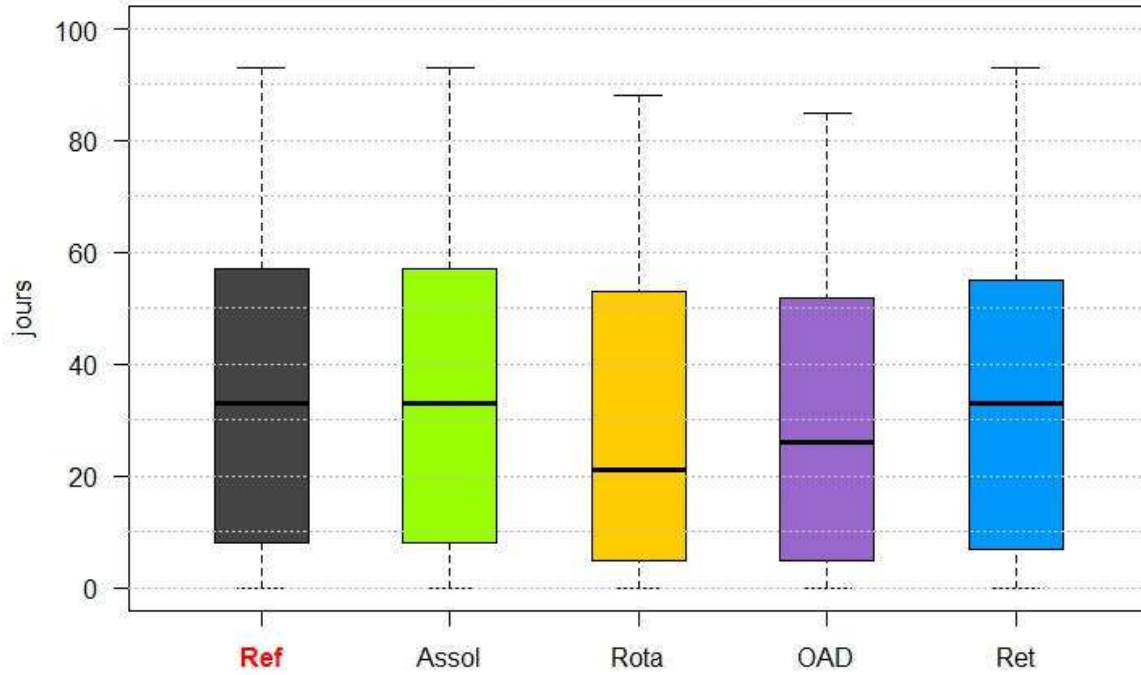
$$\text{Soit } \beta_j = \begin{cases} 1 \text{ si } \frac{1}{10} \sum_j^{j+9} Q_j < DOE \\ 0 \text{ sinon} \end{cases}$$

$$F10DOE = \frac{1}{N} \sum_j \beta_j$$

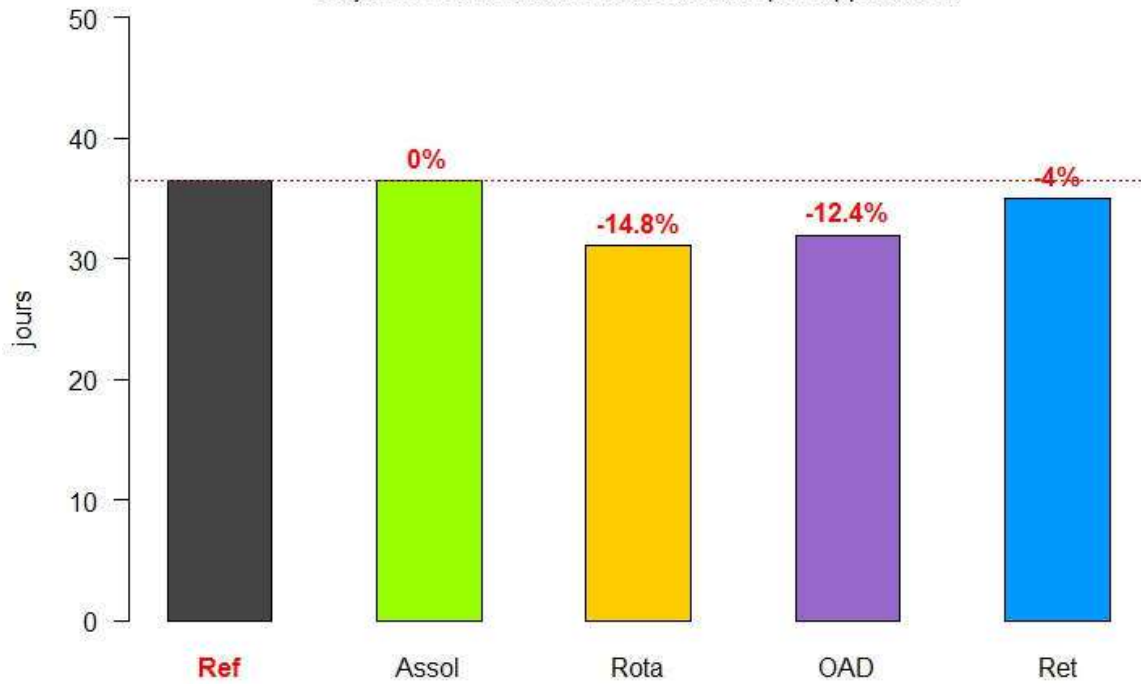
Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- Q_j le débit simulé le jour j à Montauban.

Nb de jours où le débit moyen sur 10j est inférieur au DOE
Aveyron à Montauban



Nb de jours où le débit moyen sur 10j est inférieur au DOE
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



VDEF – Volume d'eau déficitaire par rapport au DOE

DEFINITION

Somme sur l'année des volumes d'eau supplémentaires nécessaires pour atteindre le DOE à Montauban les jours où il est franchi.

UNITE

hm³

CALCUL

En moyenne interannuelle :

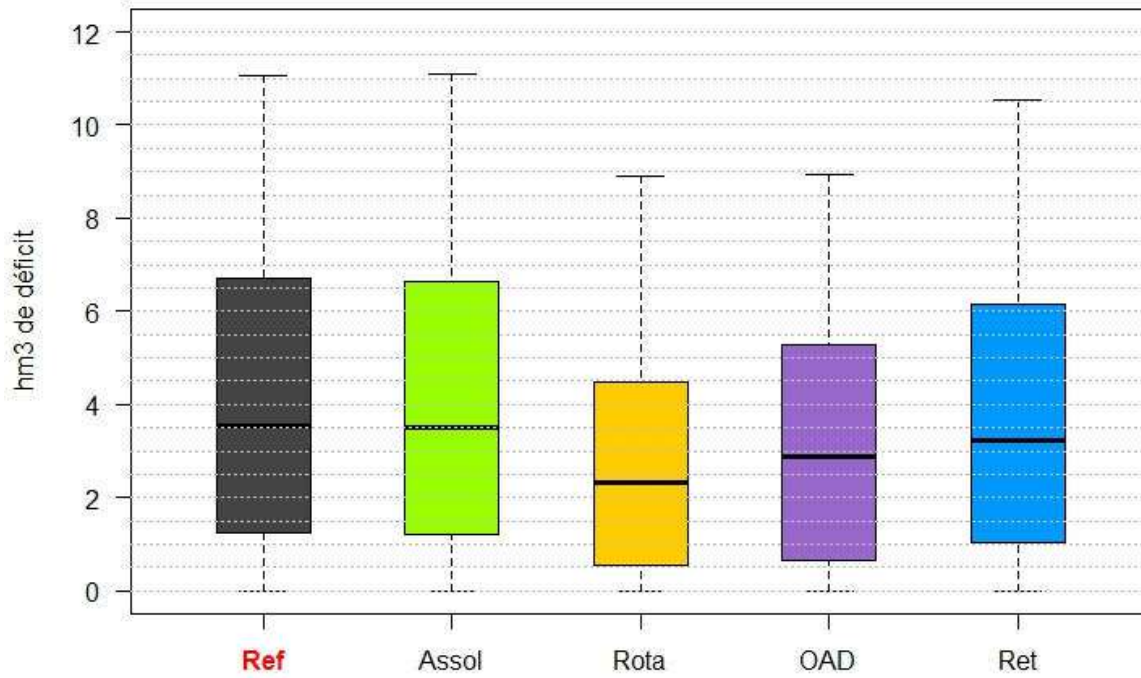
$$\text{Soit } \begin{cases} \delta_j = (DOE - Q_j) \times 86400 & \text{si } Q_j < DOE \\ \delta_j = 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

$$VDEF = \frac{1}{N} \sum_j \delta_j$$

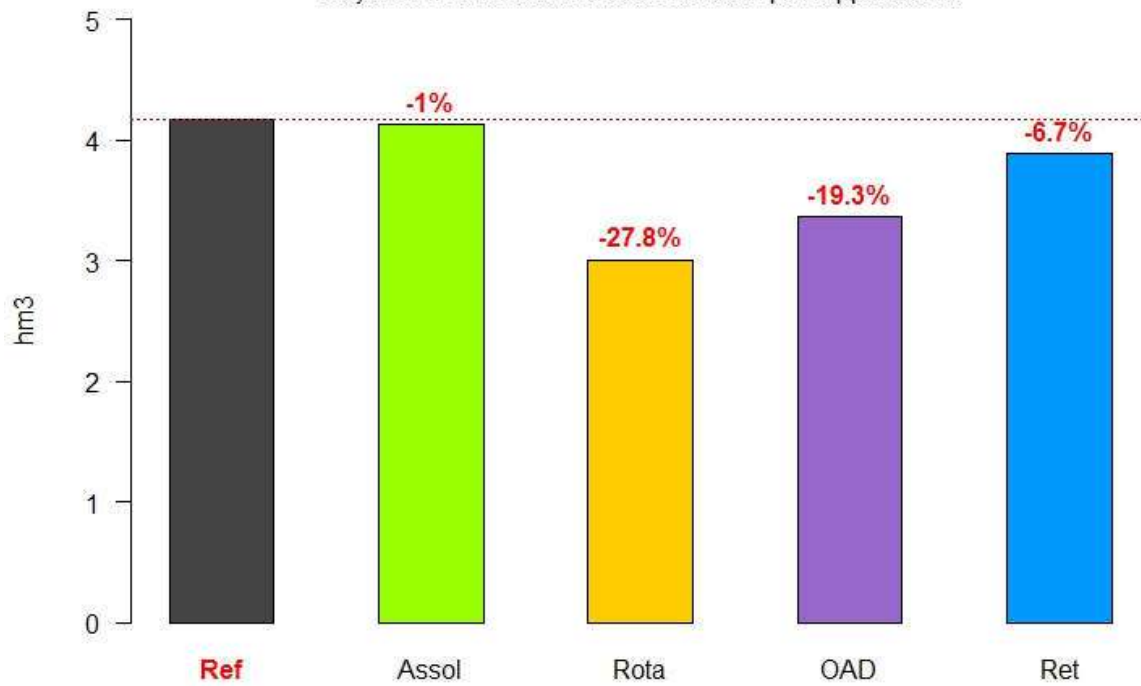
Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- Q_j le débit journalier à Montauban (en m³/s) (86400 étant le nombre de secondes dans une journée) ;
- DOE la valeur du DOE (4m³/s à Montauban).

Volume déficitaire par rapport au DOE Aveyron à Montauban



Volume déficitaire par rapport au DOE (Aveyron) Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



VCN10 – Valeur minimale du débit moyen sur 10 jours

DEFINITION

Valeur minimale du débit moyen sur 10 jours consécutif pour l'Aveyron.

UNITE

m³/s

COMMENTAIRES

Le VCN10 (valeur et date) est une mesure classiquement utilisée pour qualifier la sévérité de l'étiage. Comme les scénarios n'influent qu'à la marge sur la date du VCN10, seule sa valeur est présentée pour des questions de facilité de lecture. Par ailleurs, le SDAGE considère que les objectifs de débits sont atteints une année donnée lorsque le VCN10 est maintenu au-dessus de 80% du DOE (soit au-dessus de 3,2 m³/s pour l'Aveyron). Les objectifs sont atteints « durablement » si ceci est le cas 8 années sur 10.

Les incertitudes quant aux simulations des débits sur la Lère (voir QETE, p 10) expliquent que nous ne présentons pas de résultats pour cette rivière.

CALCUL

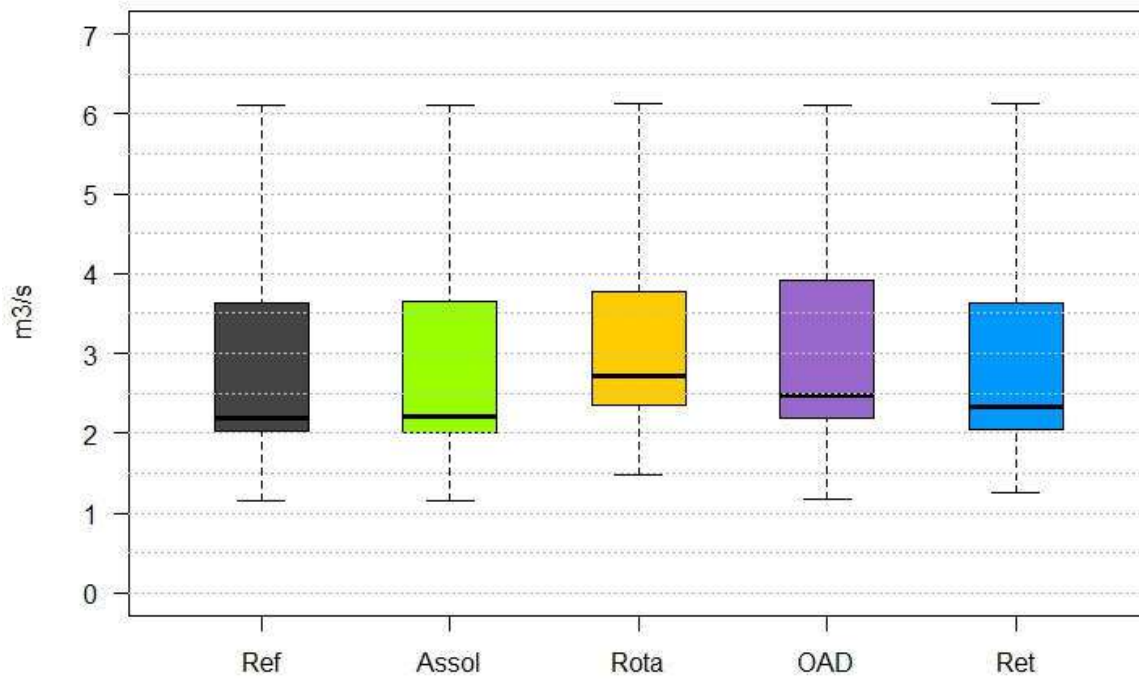
En moyenne interannuelle :

$$VCN10 = \frac{1}{N} \sum_n \min_j(Q_d(j, n))$$

Avec:

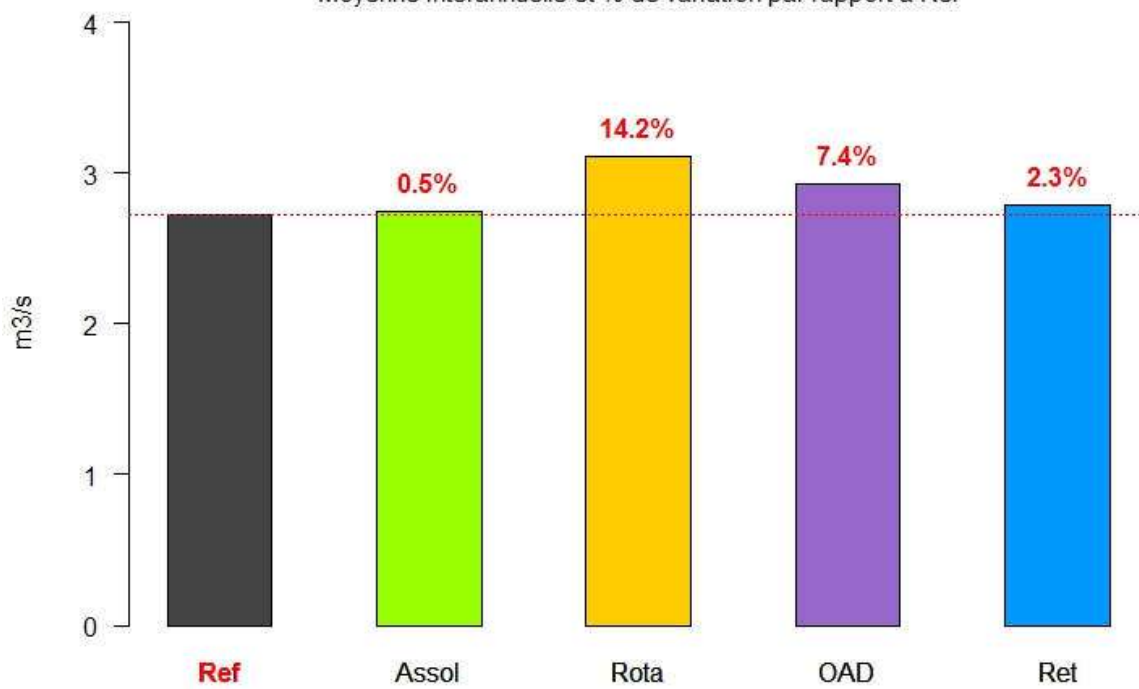
- N le nombre d'années de simulation ;
- $Q_d(j, n)$ la moyenne sur 10 jours consécutifs (de j à $j+9$) des débits journaliers de l'Aveyron, rapportés au jour j de l'année n ;
- $\min_j(V)$ la valeur minimum que prend la variable V sur l'ensemble des jours j .

VCN10 Aveyron (valeur minimum du débit moyen pendant 10j consécutifs)



VCN10 Aveyron

Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



RESTI – Quantité d'eau restituée au milieu

DEFINITION

Quantité d'eau à l'échelle du territoire qui permet de reconstituer le stock d'eau liquide (cours d'eau et nappes), c'est-à-dire : eau drainée + eau ruisselée – eau prélevée.

UNITE

mm

COMMENTAIRE

C'est un indicateur de bilan qui dépend à la fois de l'occupation des sols (le ruissellement et le drainage correspondant à la partie non-évapotranspirée de l'eau qui arrive sur le territoire) et des pratiques d'irrigation (prélèvements). Cet indicateur rend compte de la quantité d'eau qui rentre chaque année dans les cours d'eau et les nappes. Une valeur négative signifie qu'il y a moins d'eau à l'état liquide dans le territoire l'année n que l'année n-1.

CALCUL

En moyenne interannuelle :

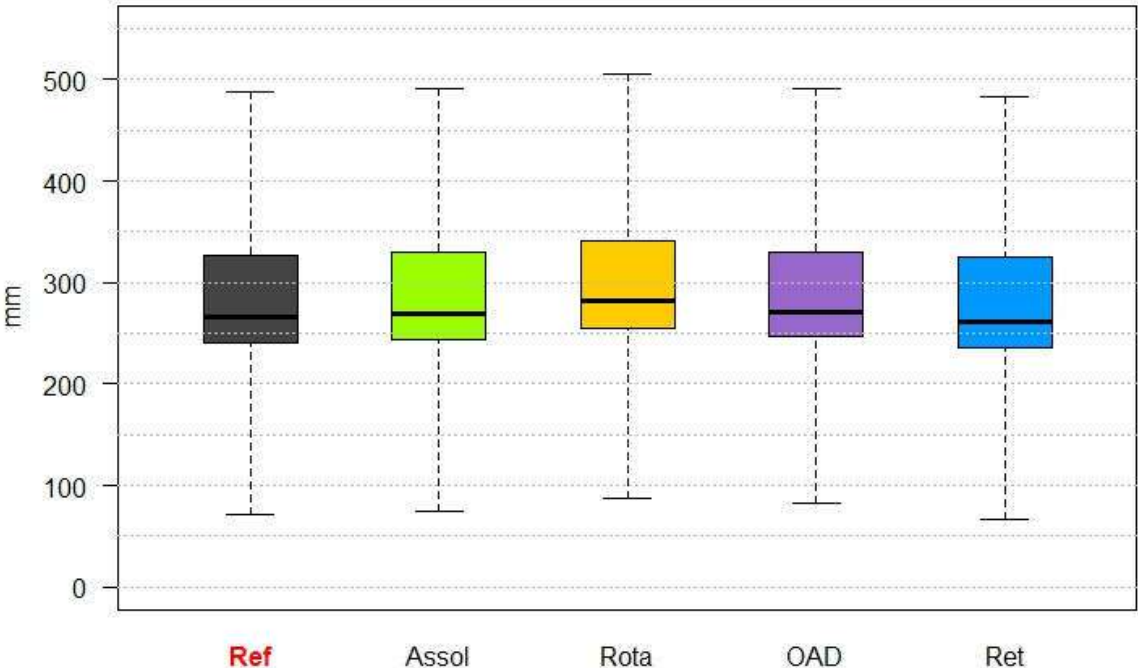
$$RESTI = \frac{1}{N} \sum_n (R_n + D_n - I_n)$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- R_n la quantité d'eau ruisselée l'année n ;
- D_n la quantité d'eau drainée l'année n ;
- I_n la quantité d'eau prélevée l'année n.

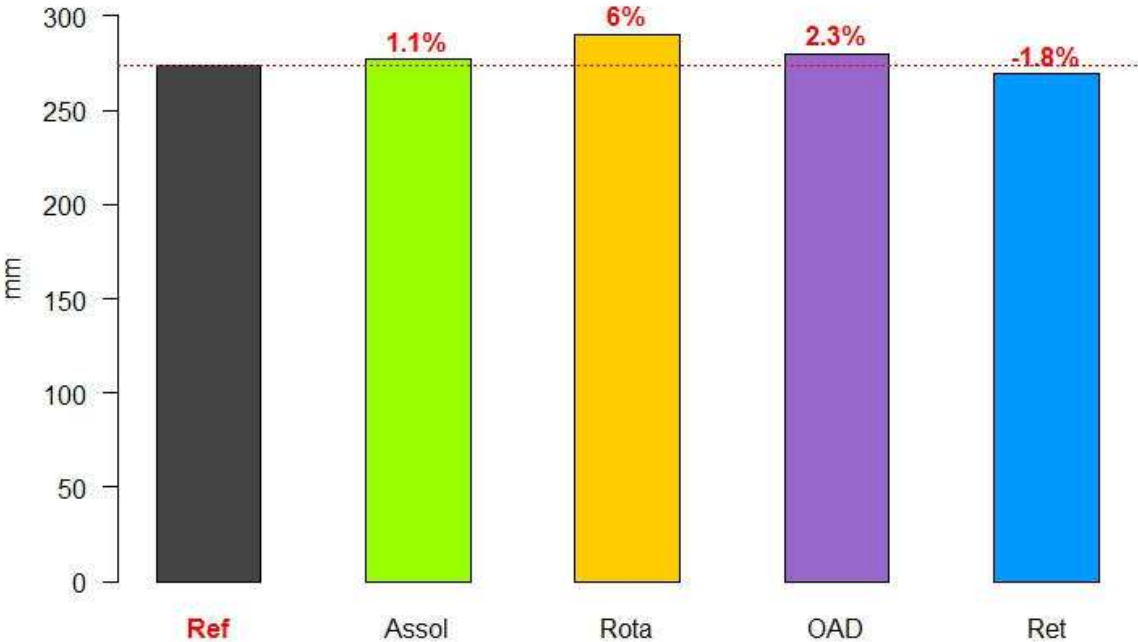
RESULTATS DE SIMULATION

Eau restituée au milieu (sur l'ensemble du territoire)



Eau restituée au milieu

Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



SE - Mobilisation des réserves de soutien d'étiage.

DEFINITION

Volume d'eau destocké à partir de barrages ou plans d'eau servant à réapprovisionner en eau les cours d'eau pendant la période d'étiage.

UNITE

hm³

COMMENTAIRES

Les 4 réserves ayant une fonction de soutien d'étiage pour la rivière Aveyron sont :

- Les Falquettes (d'une capacité de 800 000 m³), exploité par le Conseil Général du Tarn et Garonne;
- Saint-Géraud (15 000 000 m³), exploité par une « entente » interdépartementale (Tarn / Tarn et Garonne) ;
- Thuriès et le complexe de Pareloup, qui sont des barrages hydroélectriques exploités par EDF, dont une partie de l'eau stockée peut servir au soutien d'étiage ;

NB : L'eau lâchée à partir de Pareloup doit être achetée par les structures publiques « au prix de l'électricité » (compensation de préjudice énergétique), correspondant en 2016 à 48000 euros de frais de réservation fixes + 0,049€/m³ d'eau effectivement destockée.

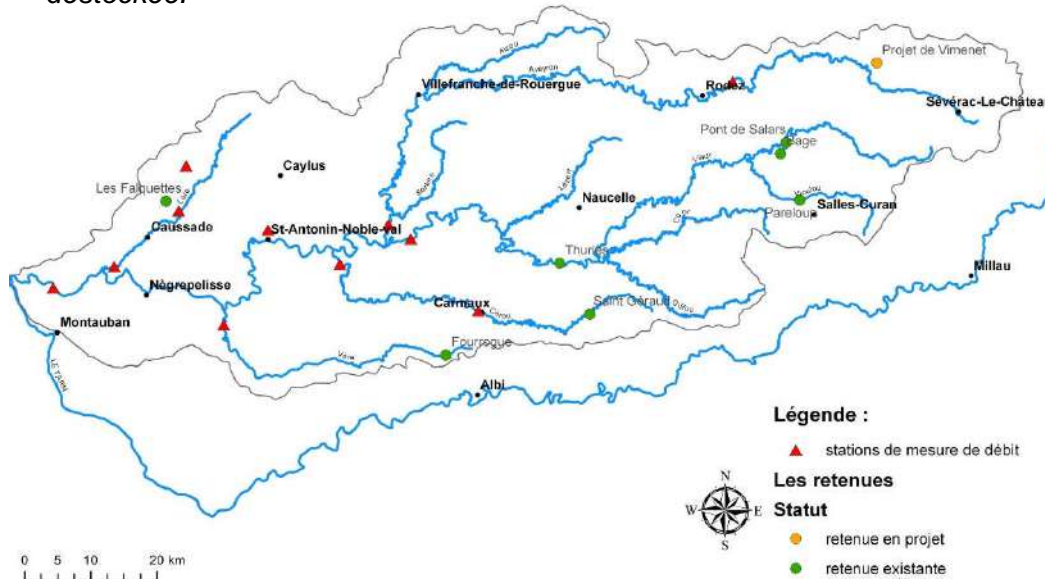


Fig. Localisation des réserves de soutien d'étiage

CALCUL

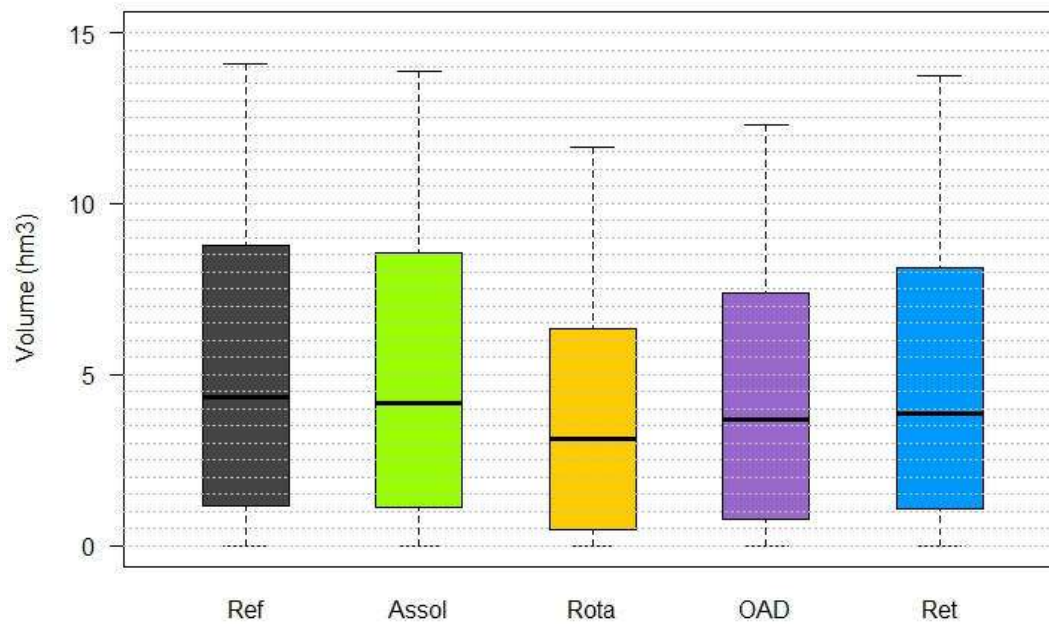
En moyenne interannuelle (pour un ouvrage) :

$$SE_i = \frac{1}{N} \sum_j SE_{i,j}$$

Avec $SE_{i,j}$ le volume destocké à partir du barrage i le jour j

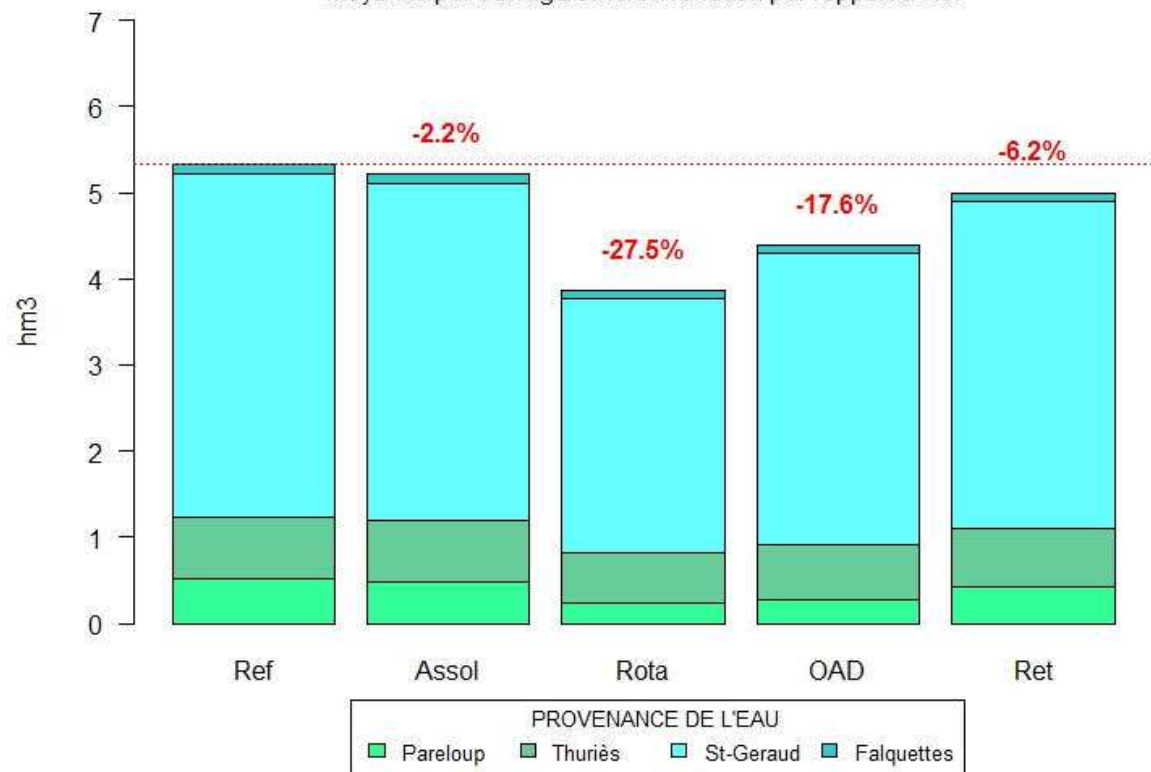
RESULTATS DE SIMULATION

Volume d'eau destocké par an



Volume d'eau destockée pour le soutien d'étiage

Moyenne par ouvrage et % de variation par rapport à Ref



UTRET – Taux d'utilisation des retenues agricoles

DEFINITION

Rapport entre le volume d'eau prélevé et la capacité totale de la retenue.

UNITE

%

COMMENTAIRES

Cette valeur n'est calculée que pour les retenues alimentées à partir des eaux de surface (connectées ou déconnectées) et non pour les retenues sur nappe, qui se remplissent automatiquement par capillarité.

La valeur obtenue reflète l'adéquation entre les dimensions de la retenue et les besoins agricoles, indépendamment du remplissage effectif de la retenue. Pour savoir si la retenue arrive à son culot, de référer à l'indicateur CULOT (p 34).

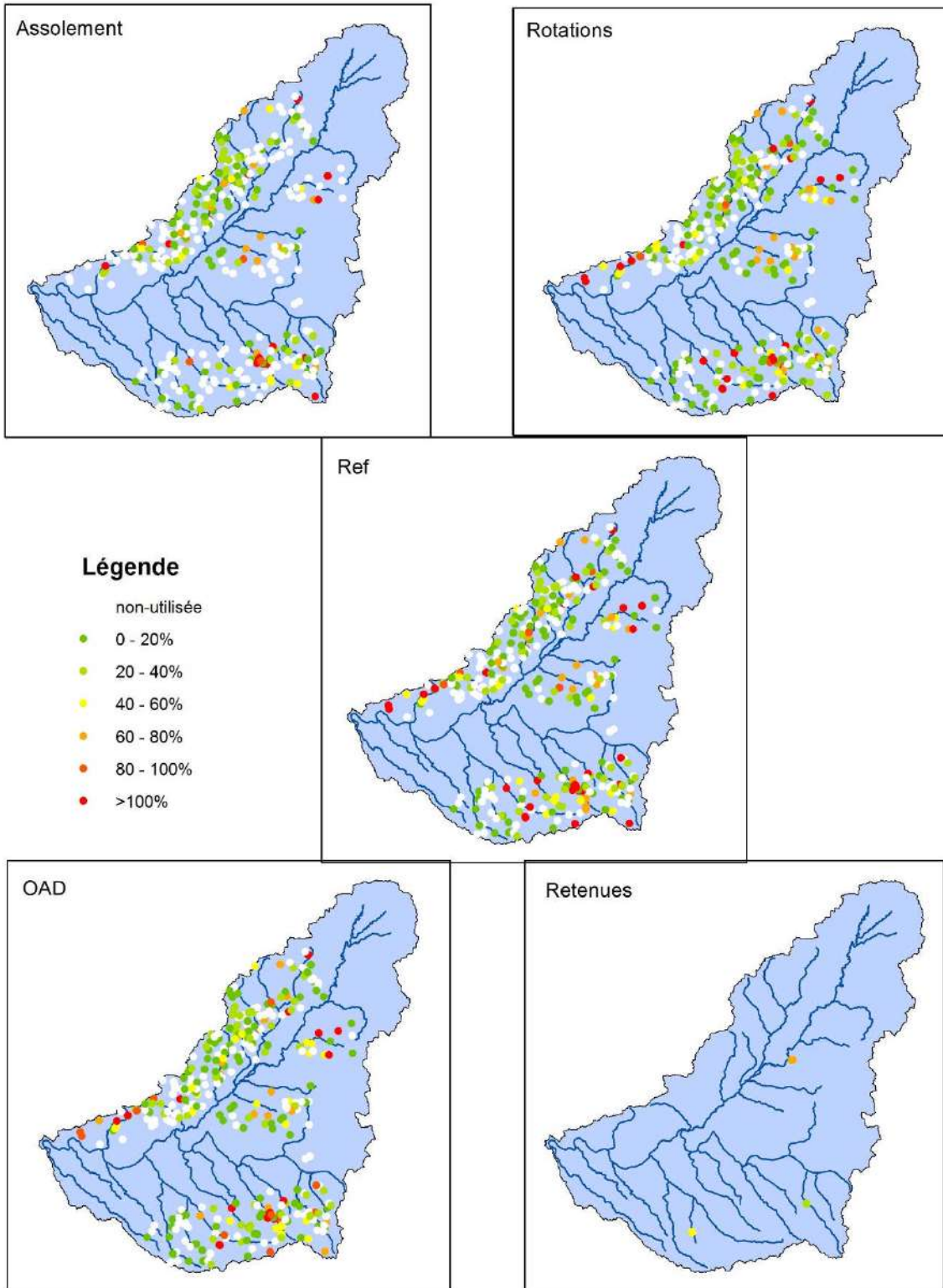
CALCUL

$$UTRET_i = \frac{1}{N} \sum_n \frac{V_{i,n}}{K_i} \times 100$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- $UTRET_i$ la valeur d'UTRET pour la retenue i ;
- $V_{i,n}$ le volume d'eau prélevée l'année n dans la retenue i ;
- K_n la capacité de la retenue (son volume maximal).

Taux d'utilisation des retenues



CULOT – Nombre de jours où les retenues sont à leur culot

DEFINITION

Nombre de jours par an où une retenue atteint son culot (son niveau minimum autorisé).

UNITE

j

COMMENTAIRE

Cet indicateur renseigne sur le fait qu'un agriculteur soit ou non limité par le volume d'eau stocké dans ses retenues (l'agriculteur pouvant alors utiliser ses autres ressources en eau si ses parcelles sont reliées à d'autres points de prélèvements, par exemple en rivière). Il peut également être utilisé pour rendre compte d'impacts paysagers, les petites retenues étant vues comme des éléments qui contribuent à la qualité du paysage.

CALCUL

Soit $\begin{cases} \alpha_{i,j} = 1 \text{ si } V_{i,j} > V_{i,min} \\ \alpha_{i,j} = 0 \text{ sinon} \end{cases}$

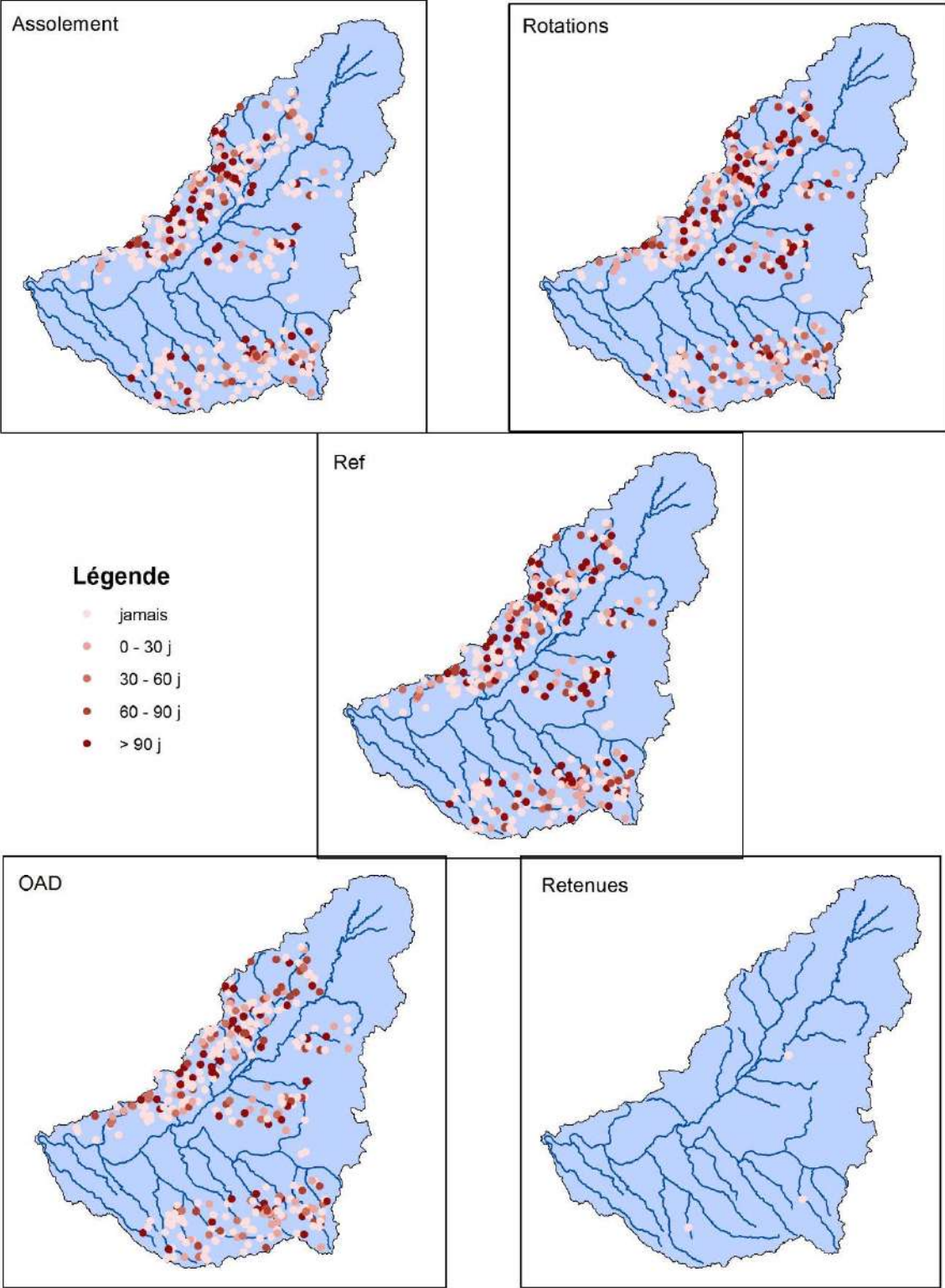
$$CULOT_i = \frac{1}{N} \sum_n \alpha_{i,j}$$

Avec :

- $V_{i,j}$ le volume de la retenue i le jour j
- $V_{i,min}$ le volume minimum de la retenue i (culot)
- $CULOT_i$ la valeur de CULOT pour la retenue i
- N le nombre d'années de simulation

RESULTATS DE SIMULATION

Nombre de jours moyen par an où une retenue est à son culot



DIVC – Diversité des cultures

DEFINITION

Proportion de la SAU occupée par chaque culture.

UNITE

%

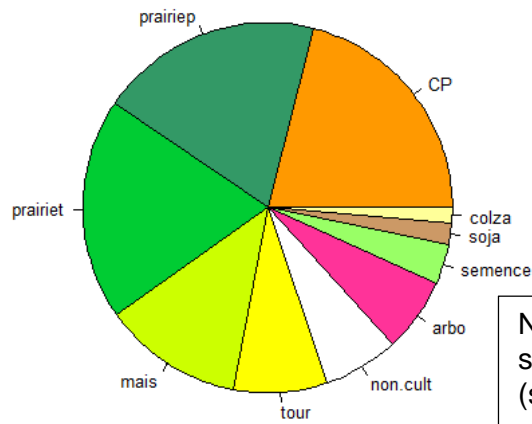
CALCUL

$$DIVC_c = \frac{1}{N} \sum_n \frac{S_{c,n}}{\sum_c S_{c,n}} \times 100$$

Avec :

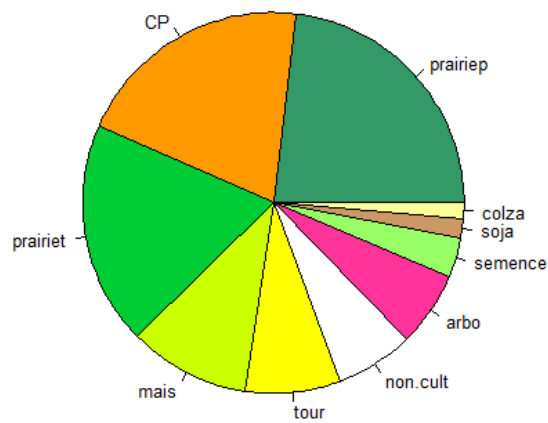
- $DIVC_c$ la valeur de DIVC pour la culture c ;
- $S_{c,n}$ la surface de culture c l'année n .

Ref, OAD, Ret

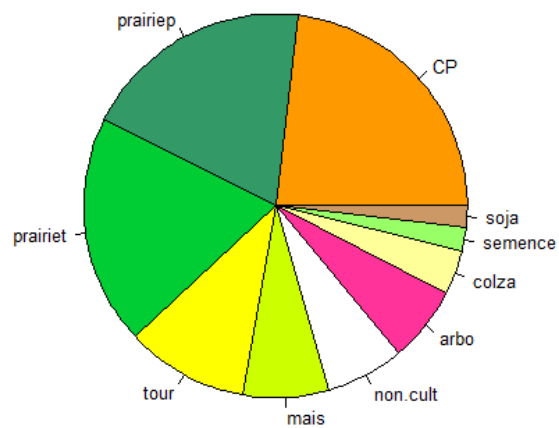


NB : les cultures sont positionnées par surface décroissante à partir de 3h (sens inverse des aiguilles d'une montre)

Assol



Rota



PROD - Production agricole des grandes cultures

DEFINITION

Quantité produite par les surfaces en grandes cultures au cours d'une année.

UNITE

Kilotonnes (kt)

COMMENTAIRES

La production agricole est calculée à l'aide d'un modèle de croissance de la végétation (AqYield) conçu pour étudier l'impact du stress hydrique sur la croissance de la végétation, et qui de ce fait ne prend pas en compte les effets liés aux maladies ou la fertilisation sur le développement des cultures.

En conséquence, tous les indicateurs relatifs à la production agricole ne sont calculés que pour les grandes cultures (ce qui exclue notamment la production fruitière de nos calculs) et ne permettent pas d'estimer les impacts des scénarios sur les cultures dont les facteurs limitants principaux ne sont pas l'eau, comme par exemple les céréales à paille.

Attention ! Deux scénarios (Assol et Rota) modifient l'assolement : en conséquence, une baisse de production n'est pas forcément liée à des rendements moins bons mais à une modification des surfaces cultivées.

CALCUL

En moyenne interannuelle, pour l'ensemble des grandes cultures :

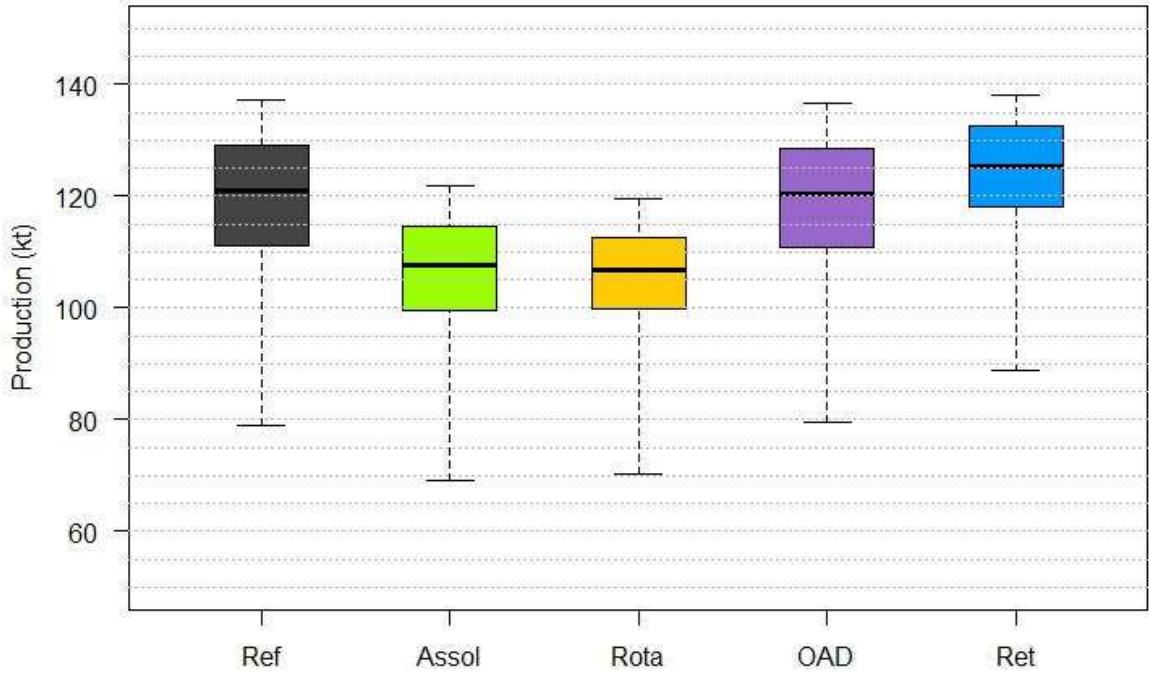
$$PROD = \frac{1}{N} \sum_n \sum_c P_{c,n}$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- $P_{c,n}$ la production agricole de la grande culture c l'année n .

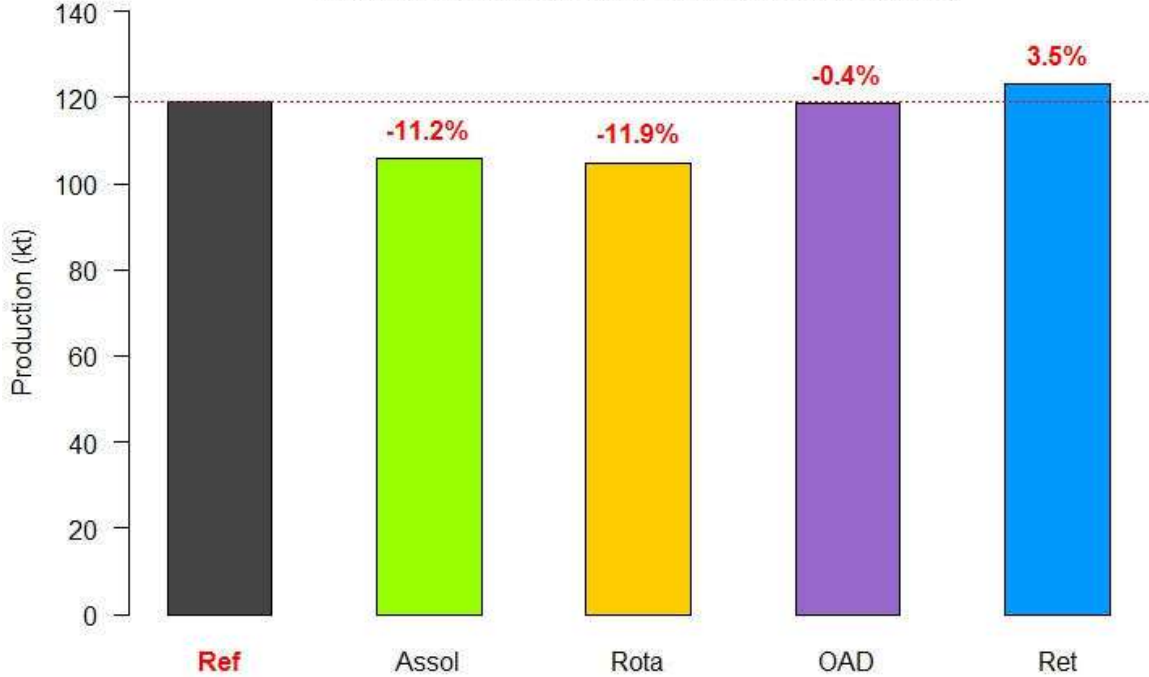
RESULTATS DE SIMULATION

Production des grandes cultures



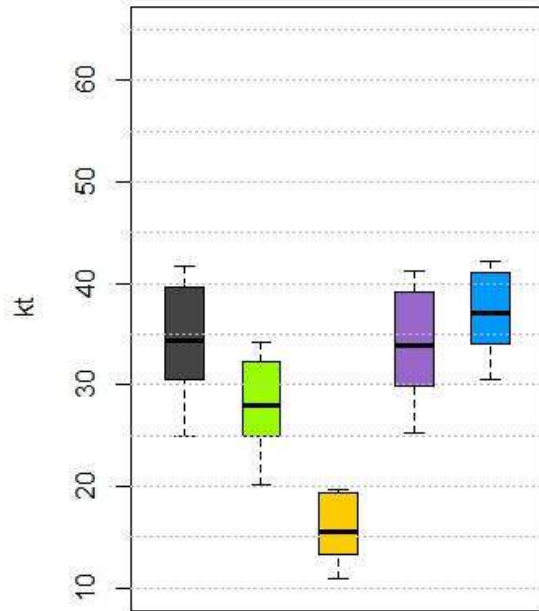
Production moyenne des grandes cultures

Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref

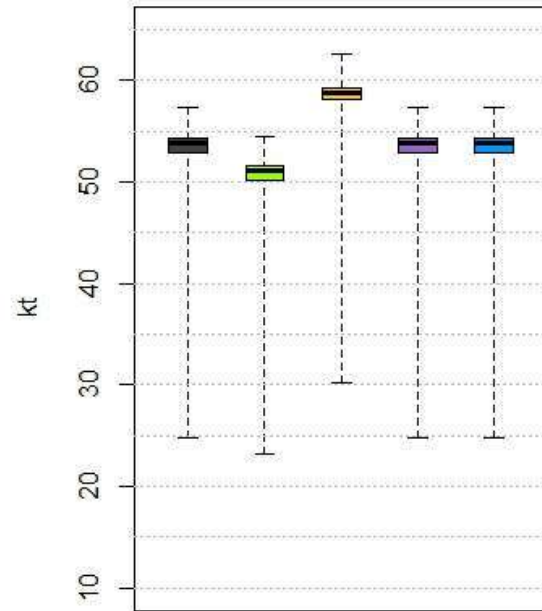


Détail pour 4 cultures

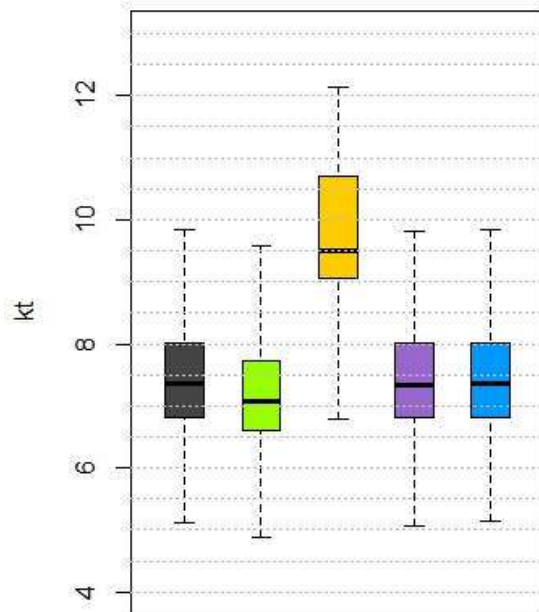
Maïs



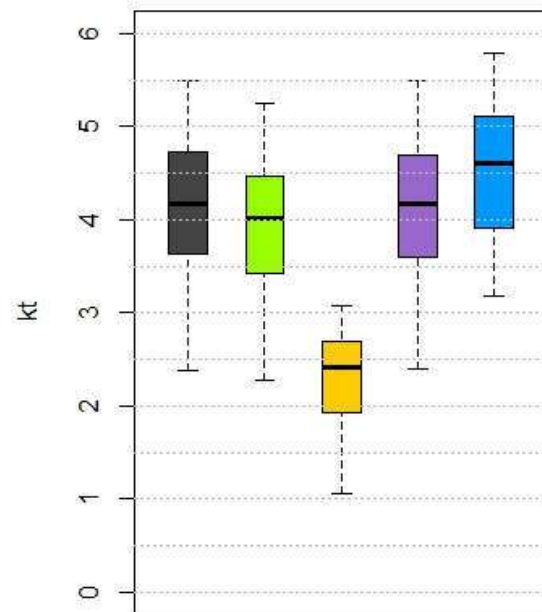
Céréales à paille



Tournesol



Semences



RDT - Rendements des grandes cultures

DEFINITION

Production des grandes cultures ramenée à leur surface cultivée.

UNITE

t/ha

COMMENTAIRES

Pour les précautions dans l'usage de l'indicateur et la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38)

Attention! Deux scénarios (Rota et Assol) modifient l'assolement du territoire. En conséquence, une diminution du rendement agrégé pour l'ensemble des grandes cultures ne signifie pas forcément de moins bonnes performances agronomiques, mais peut refléter l'introduction d'espèces moins productives.

CALCUL

En moyenne interannuelle, pour l'ensemble des grandes cultures :

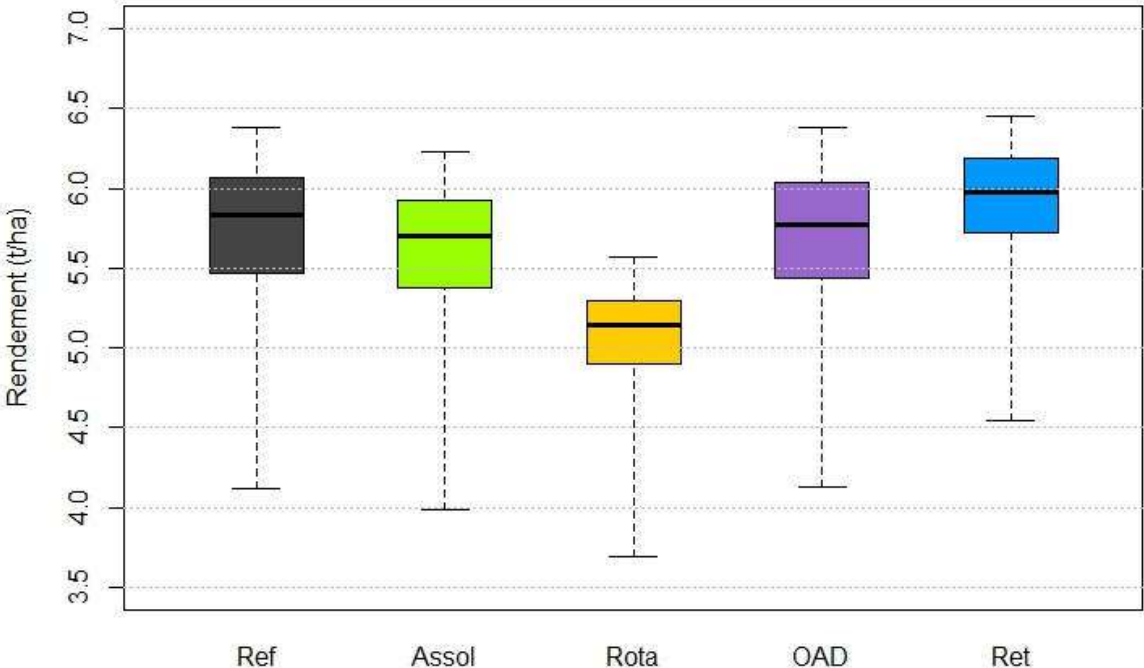
$$RDT = \frac{1}{N} \sum_n \left(\frac{\sum_c P_{c,n}}{\sum_c S_{c,n}} \right)$$

Avec :

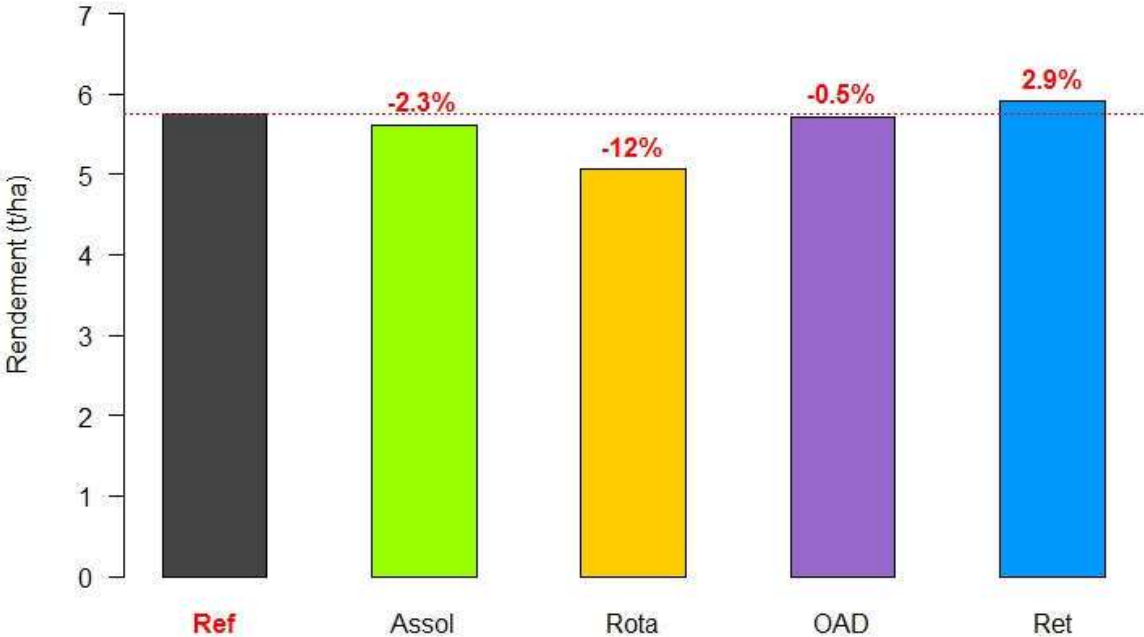
- N le nombre d'années de simulation ;
- $P_{c,n}$ la production agricole de la culture c l'année n ;
- $S_{c,n}$ la surface représentée par la culture c l'année n .

RESULTATS DE SIMULATION

Rendement moyen annuel des grandes cultures

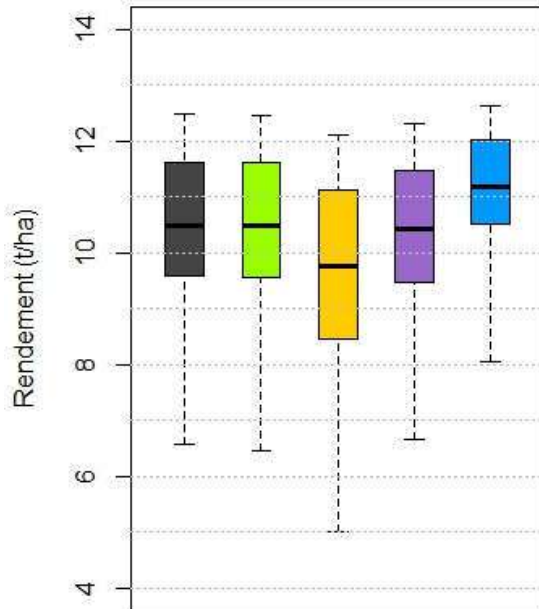


Rendement des grandes cultures
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref

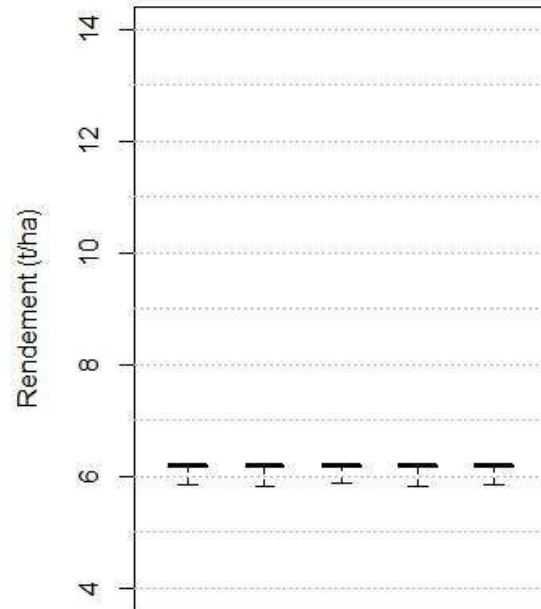


Détail pour 4 cultures

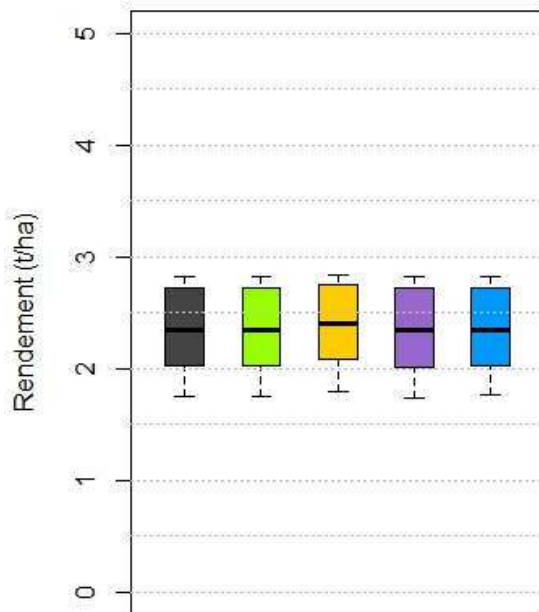
Maïs



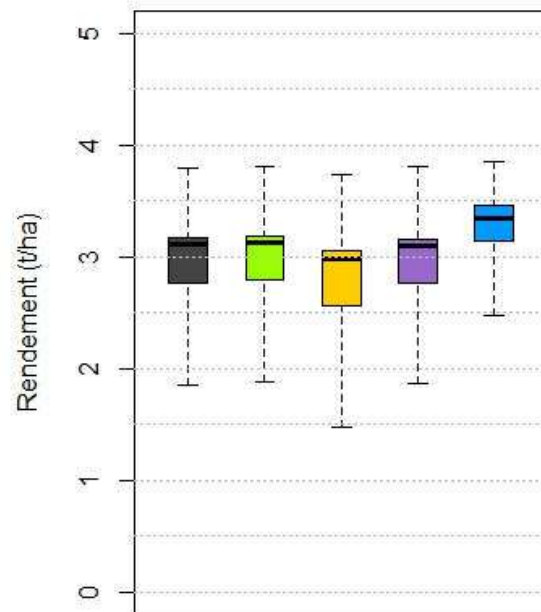
Céréales à paille



Tournesol



Maïs semence



CATER – Chiffre d’affaire dégagé par les grandes cultures sur le territoire

DEFINITION

Valeur économique de la production en grandes cultures destinée à la vente (les productions auto-consommées, telles le maïs ensilage, ne sont pas comptabilisées). Egalement appelé « Produit brut ».

UNITE

Millions d'€

COMMENTAIRES

Pour les précautions dans l'usage de l'indicateur et la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

Les prix de ventes utilisés pour l'ensemble de la période sont issus des données 2015 recensées pour le Tarn et Garonne (Tarn et Garonne et Lot pour les semences). Cet indicateur ne tient donc pas compte de la variabilité des prix d'une année sur l'autre.

CALCUL

En moyenne interannuelle :

$$CATER = \frac{1}{N} \sum_n \sum_c P_{c,n} \times E_c$$

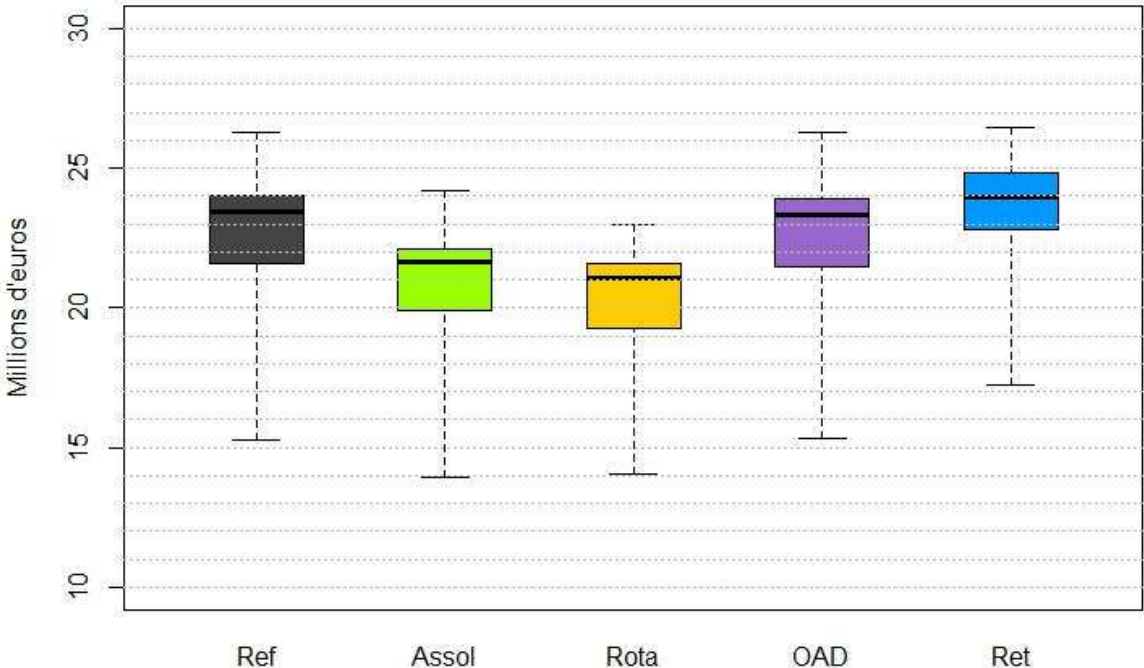
Avec :

$P_{c,n}$ la production agricole de la culture c l'année n ;

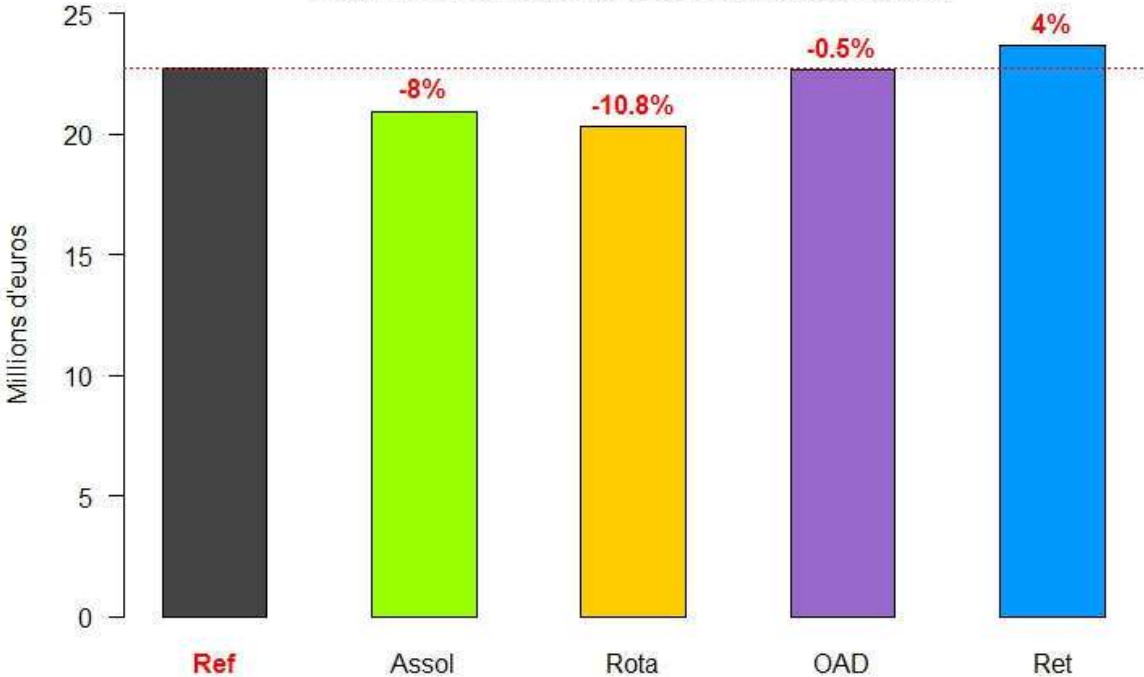
E_c le prix de vente d'une tonne de production c.

RESULTATS DE SIMULATION

Chiffre d'affaire issu de la vente des grandes cultures



Chiffre d'affaire issu de la vente des grandes cultures
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



MB – Marge brute à l’hectare pour les grandes cultures

DEFINITION

Différence entre les bénéfices et les charges opérationnelles (achat des semences, irrigation, fertilisants, produits phytosanitaires + charges spécifiques dans le cas des maïs semence) par hectare de grande culture (en dehors des productions auto-consommées).

UNITE

€/ha

COMMENTAIRES

Pour les précautions dans l’usage de l’indicateur et la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

Les montants des prix de vente et des charges (hors irrigation) sont issus des données 2015 recensées pour le Tarn et Garonne (Tarn et Garonne et Lot pour les semences). Cet indicateur ne tient donc pas compte de la variabilité des cours des cultures et des approvisionnements. Les charges d’irrigation sont calculées en fonction des doses utilisées, du nombre de passages et du type de ressource utilisé.

Cet indicateur reflète le gain moyen d’un agriculteur pour le travail d’un hectare de grande culture, mais ne rend pas compte directement de la viabilité économique des exploitations du territoire.

CALCUL

En moyenne interannuelle, sur l’ensemble des grandes cultures :

- Total

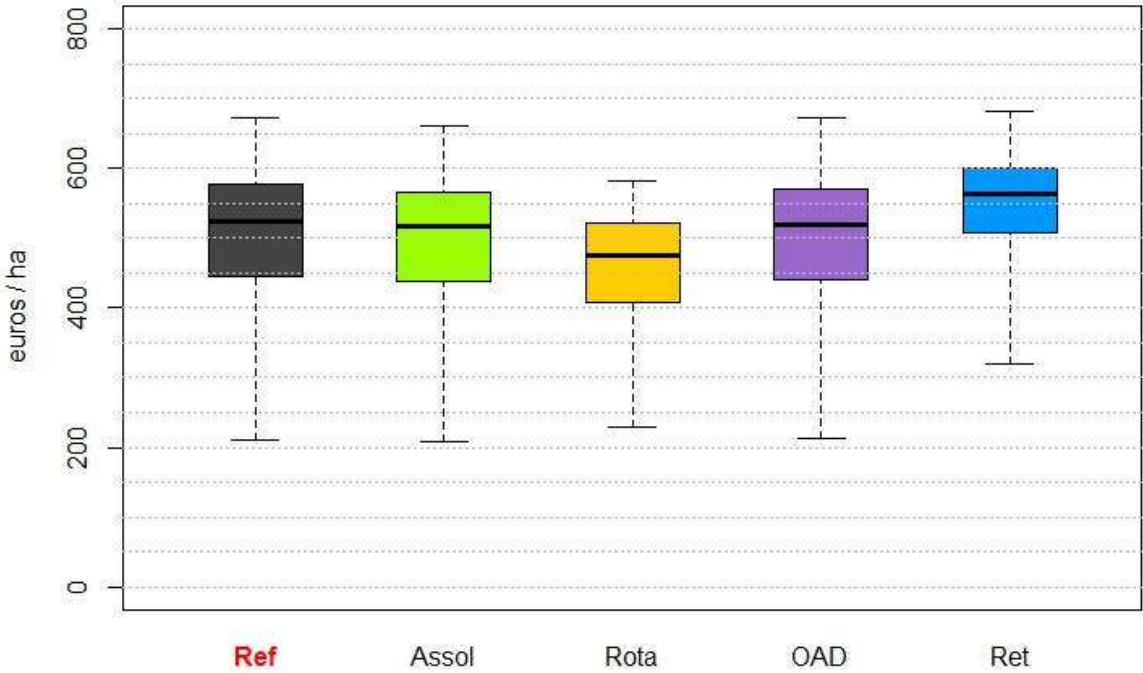
$$MB = \frac{1}{N} \sum_n \left(\frac{\sum_c (MB_{c,n} \times S_{c,n})}{\sum_c S_{c,n}} \right)$$

Avec :

- $MB_{c,n}$ la marge brute moyenne par ha de culture c l’année n (sortie MAELIA) ;
- $S_{c,n}$ la surface en culture c l’année n.

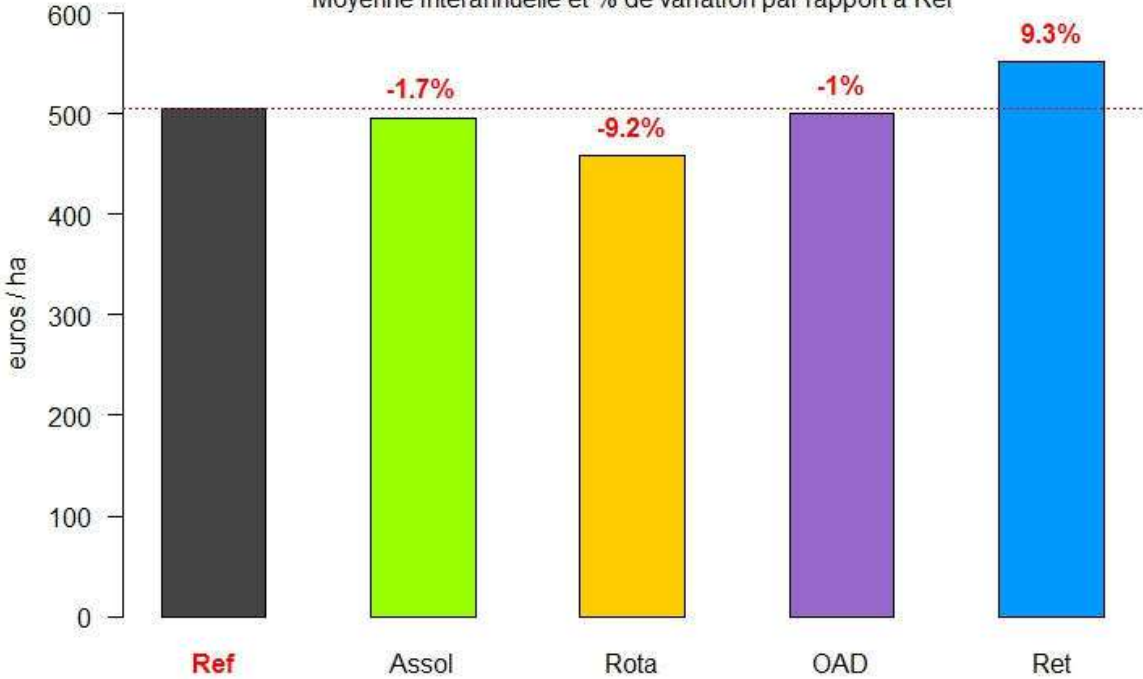
RESULTATS DE SIMULATION

Marge brute dégagée par la vente des grandes cultures

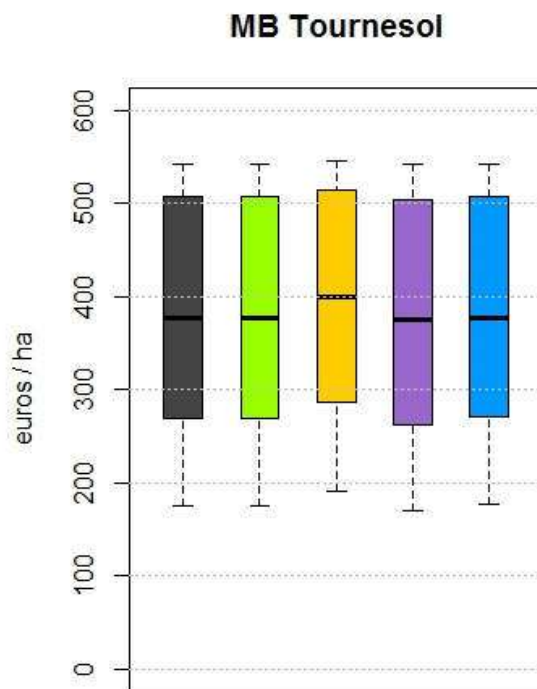
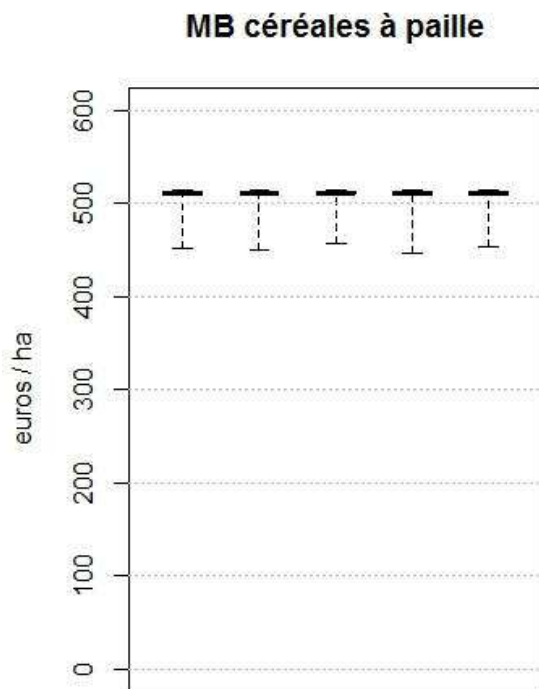
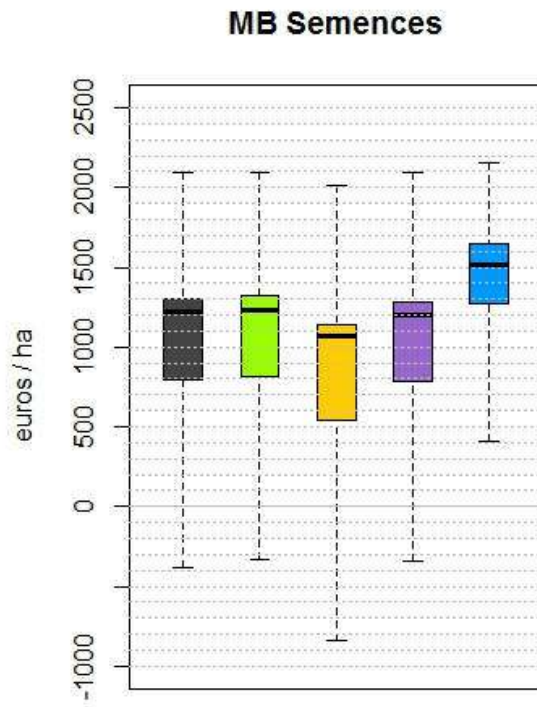
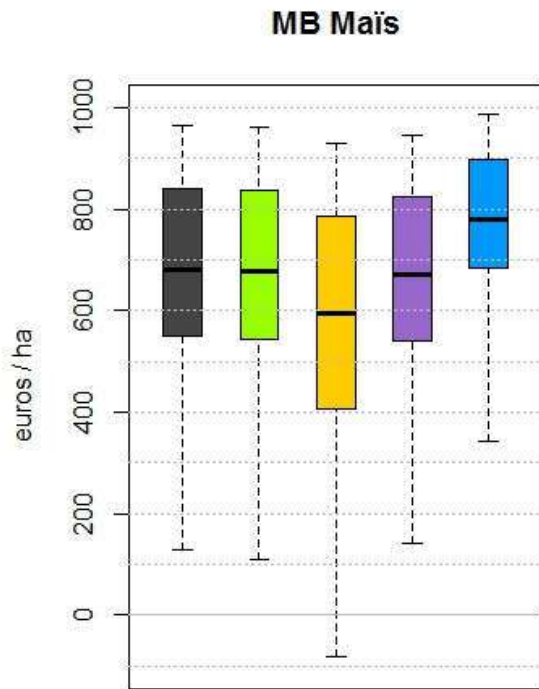


Marge brute dégagée par les grandes cultures

Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



Détail pour 4 cultures



SATIS – Taux de satisfaction de la demande en eau

DEFINITION

Rapport entre le volume d'eau prélevé sur l'ensemble du territoire et la demande en irrigation simulée (« volume souhaité »), compte tenu des contraintes matérielles de l'irrigant.

UNITE

%

COMMENTAIRES

La demande en eau est calculée en fonction de l'itinéraire technique suivi sur chaque parcelle, indépendamment du besoin en eau théorique de la plante. Il s'agit donc du volume d'eau souhaité pour l'irrigation.

CALCUL

En moyenne interannuelle :

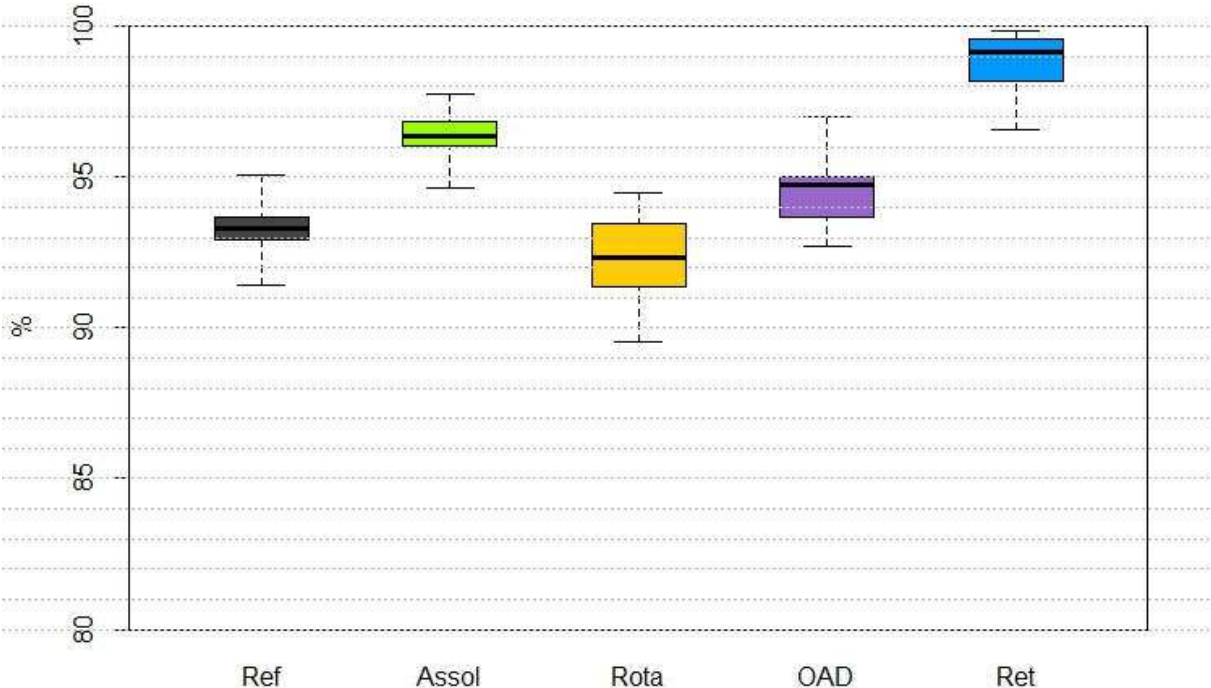
$$SATIS = \frac{1}{N} \times \sum_n \frac{V_n}{D_n}$$

Avec :

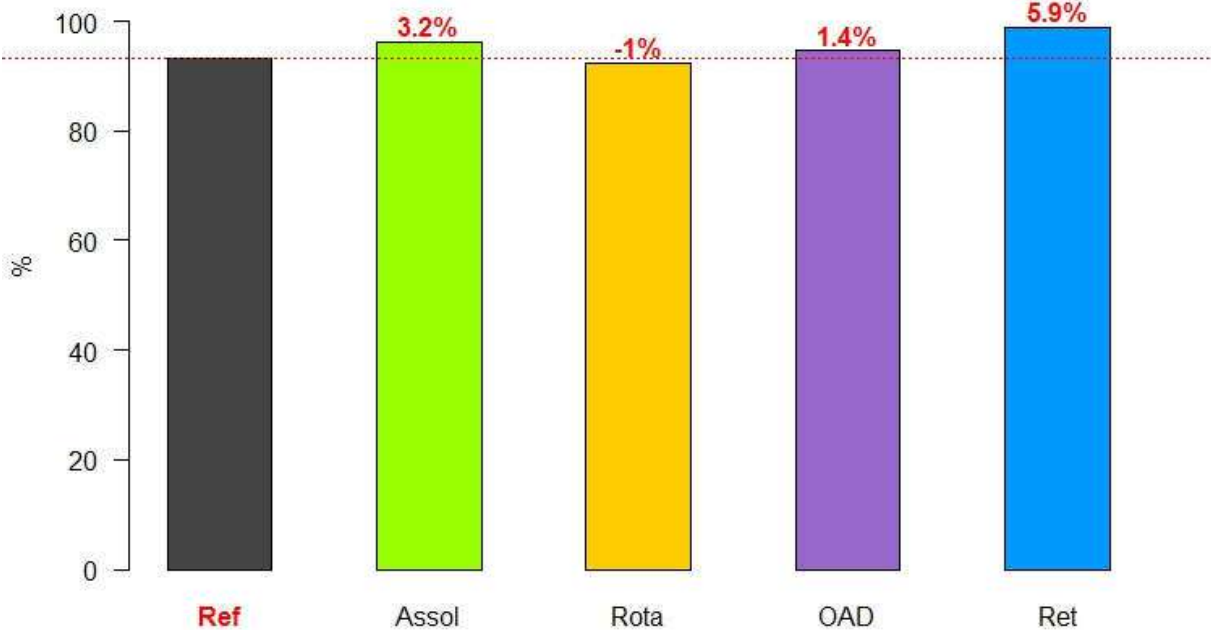
- N le nombre d'années de simulation
- V_n le volume d'eau prélevé l'année n sur l'ensemble du territoire
- D_n la demande en eau d'irrigation l'année n sur l'ensemble du territoire.

RESULTATS DE SIMULATION

Taux de satisfaction de la demande en eau



Taux de satisfaction de la demande en eau
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



CHT – Temps de travail dédié aux opérations techniques agricoles

DEFINITION

Nombre d'heures que passe en moyenne un agriculteur à effectuer des opérations techniques (passage de tracteur) sur les parcelles de son exploitation.

UNITE

Heures (h)

COMMENTAIRES

Dans les heures comptabilisées, sont donc exclus : le travail de surveillance, d'observation, la maintenance, les déplacements, le travail de gestion et d'approvisionnement. Les valeurs calculées sont donc sans commune mesure avec le temps de travail réel des agriculteurs, mais fournissent une base pour comparer les scénarios, « en relatif ».

Afin d'éviter une interprétation erronée de l'indicateur, nous avons choisi de ne pas présenter de valeur absolue (axe des ordonnées sans unité).

CALCUL

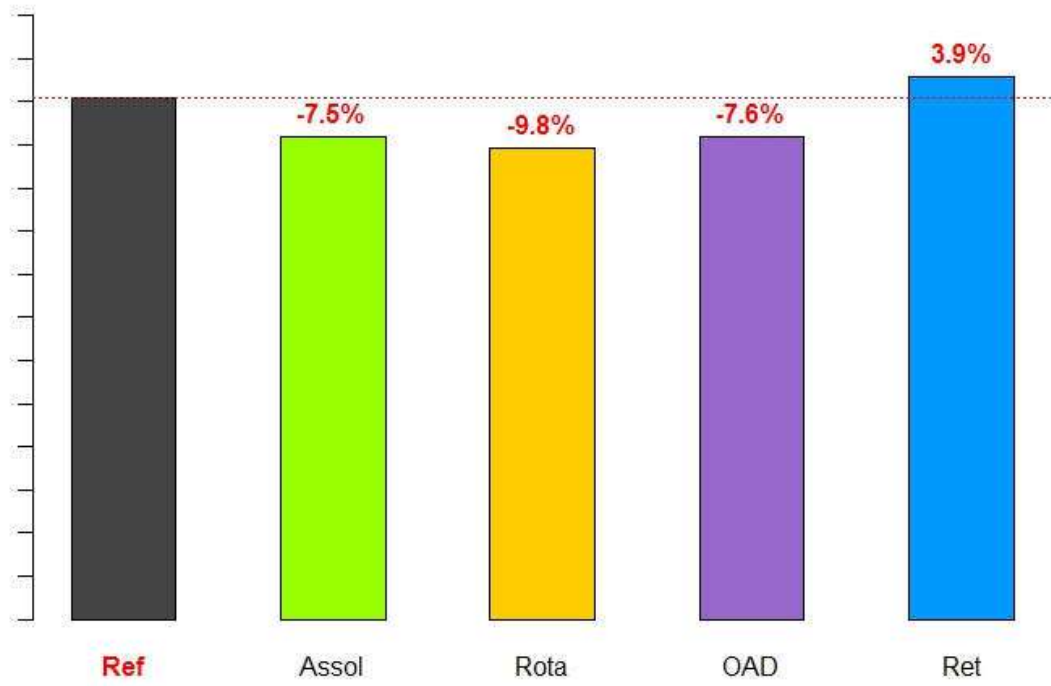
En moyenne interannuelle :

$$CHT = \frac{1}{N \times A} \sum_n \sum_a CHT_{a,n}$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation ;
- A le nombre d'exploitations ;
- $CHT_{n,a}$ le nombre d'heures dédiées aux opérations techniques par l'agriculteur de l'exploitation a l'année n (sortie MAELIA).

Charge de travail liée aux opérations techniques
(moyenne par an et par agriculteur)



PICT – Fréquence des pics d'activités techniques agricoles

DEFINITION

Nombre d'agriculteurs consacrant au moins 10 jours par an à des opérations techniques (passages de tracteur).

UNITE

Nb d'agriculteurs

COMMENTAIRES

Pour les activités exclues et l'absence de valeur absolue : voir CHT (p. 54).

CALCUL

En moyenne interannuelle

$$\text{Soit } \begin{cases} \alpha_{a,j} = 1 \text{ si } CHT_{a,j} \geq 6 \\ \alpha_{a,j} = 0 \text{ sinon} \end{cases}$$

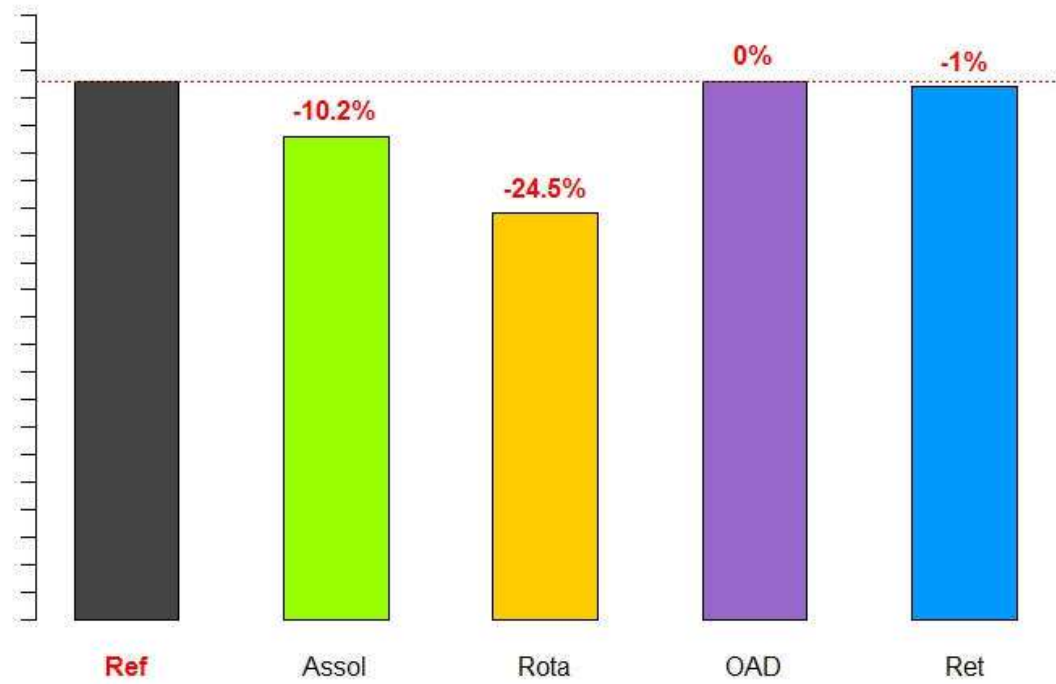
$$\text{Et } \begin{cases} \alpha_a = 1 \text{ si } \left(\frac{1}{N} \sum_j \alpha_{a,j} \right) \geq 10 \\ \alpha_a = 0 \text{ sinon} \end{cases}$$

$$PICT = \sum_a \alpha_a$$

Avec :

- $CHT_{a,j}$ le nombre d'heures passées par l'agriculteur de l'exploitation a le jour j à effectuer des opérations techniques ;
- N le nombre d'années de simulation.

Nombre d'agriculteurs ayant
au moins 10j/an de pic d'activités techniques



PRODEAU – Production en grandes cultures dégagée par m³ d'eau

DEFINITION

Rapport entre la production des grandes cultures (irriguées et non-irriguées) et le volume d'eau prélevé pour les irriguer.

UNITE

Kg/m³

COMMENTAIRES

Sur la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

CALCUL

En moyenne interannuelle :

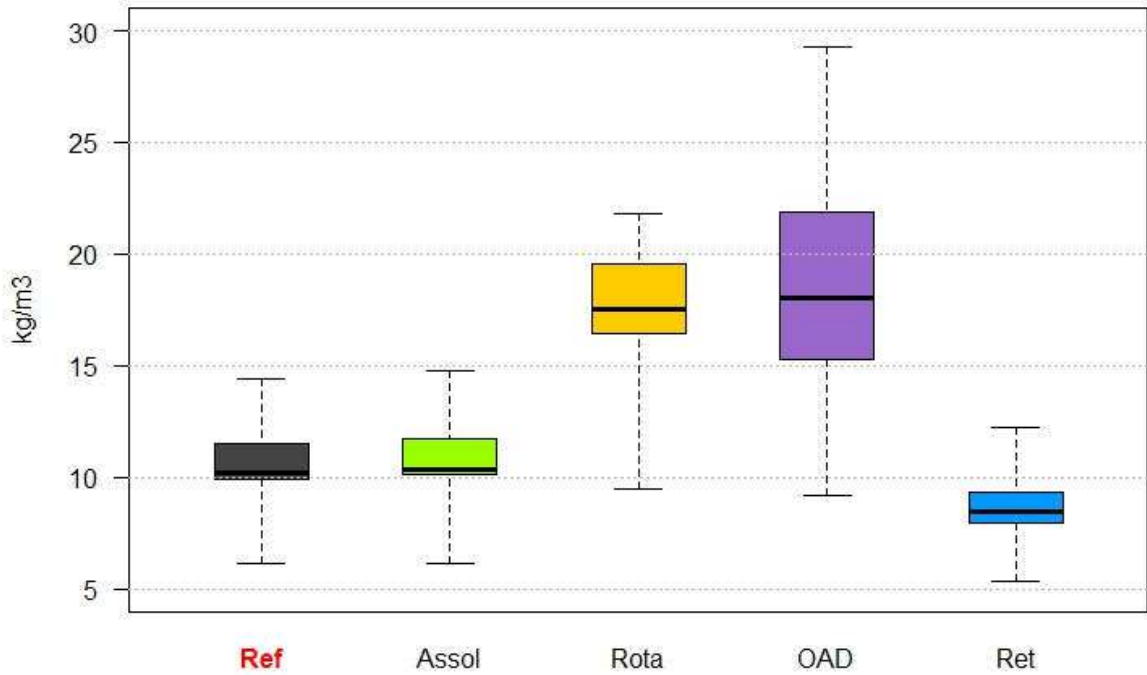
$$PRODEAU = \frac{1}{N} \times \frac{PROD}{\sum_n \sum_c V_{n,c}}$$

Avec :

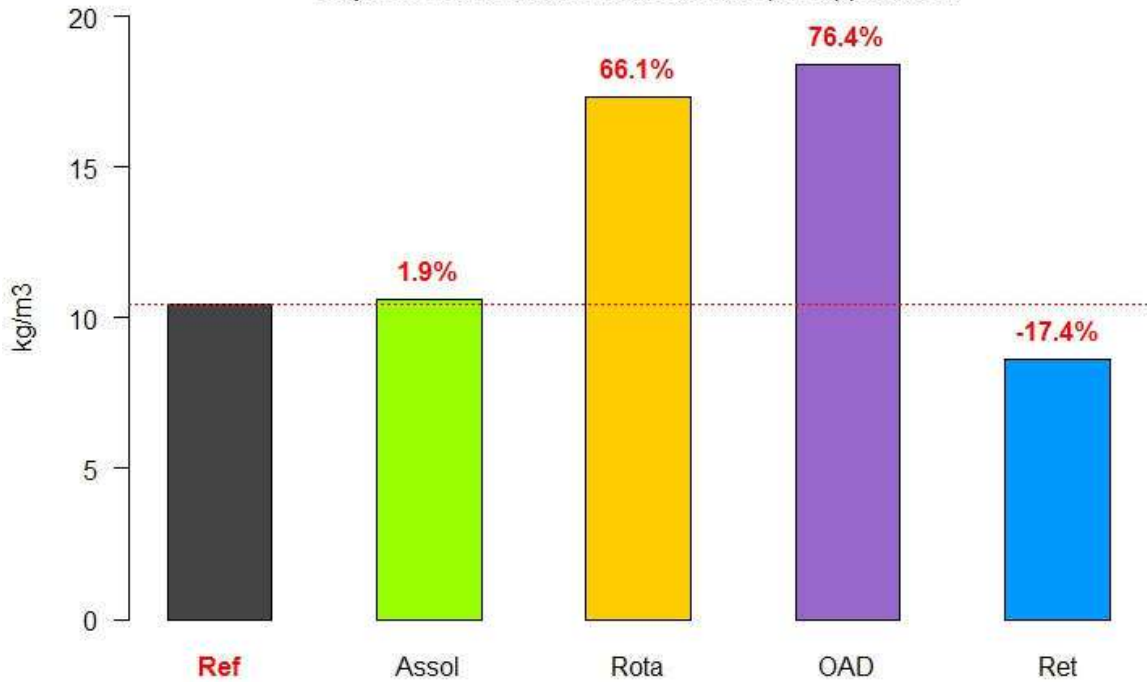
- *PROD* la production moyenne des grandes cultures (voir p.38) ;
- $V_{n,c}$ le volume d'eau prélevé pour irriguer l'ensemble des surfaces (irriguées ou non) en culture *c* l'année *n* ;
- *N* le nombre d'années de simulation.

RESULTATS DE SIMULATION

Efficiencia de l'eau prélevée pour les grandes cultures (Production/prélèvements)



Efficiencia de l'eau prélevée (grandes cultures)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



RDEAU – Rendement des grandes cultures par m³ d'eau

DEFINITION

Rapport entre le rendement moyen des grandes cultures et le volume d'eau prélevé pour les irriguer.

UNITE

t/(ha.hm³)

COMMENTAIRES

Sur la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

CALCUL

En moyenne interannuelle :

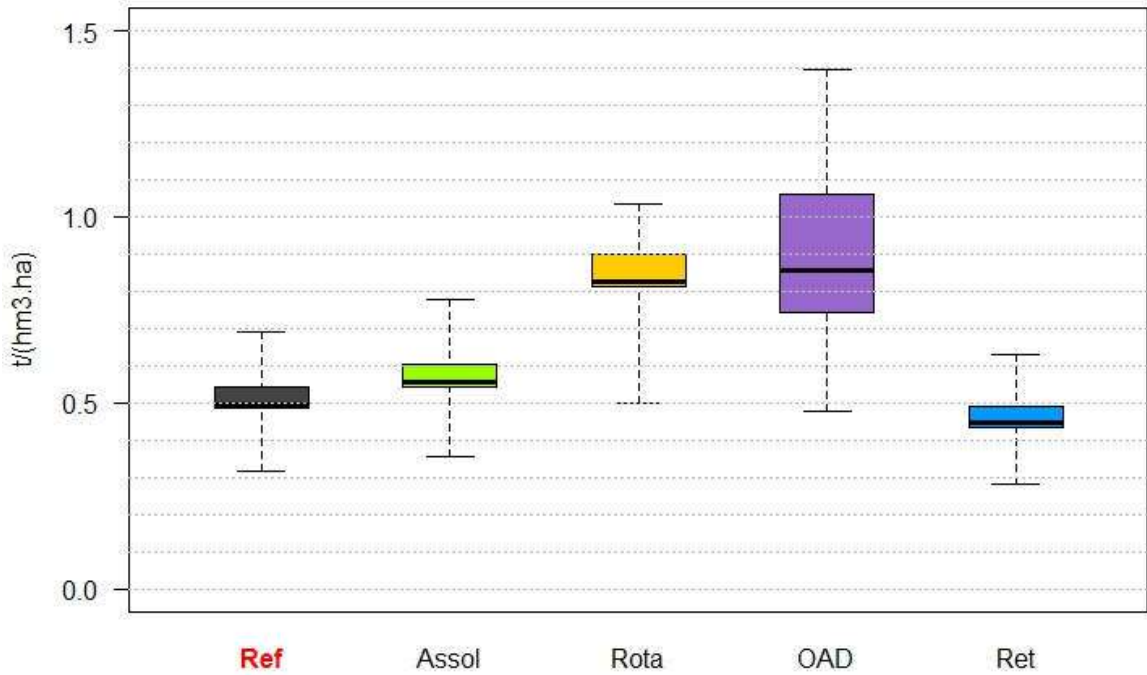
$$RDEAU = \frac{1}{N} \times \frac{RDT}{\sum_n \sum_c V_{n,c}}$$

Avec :

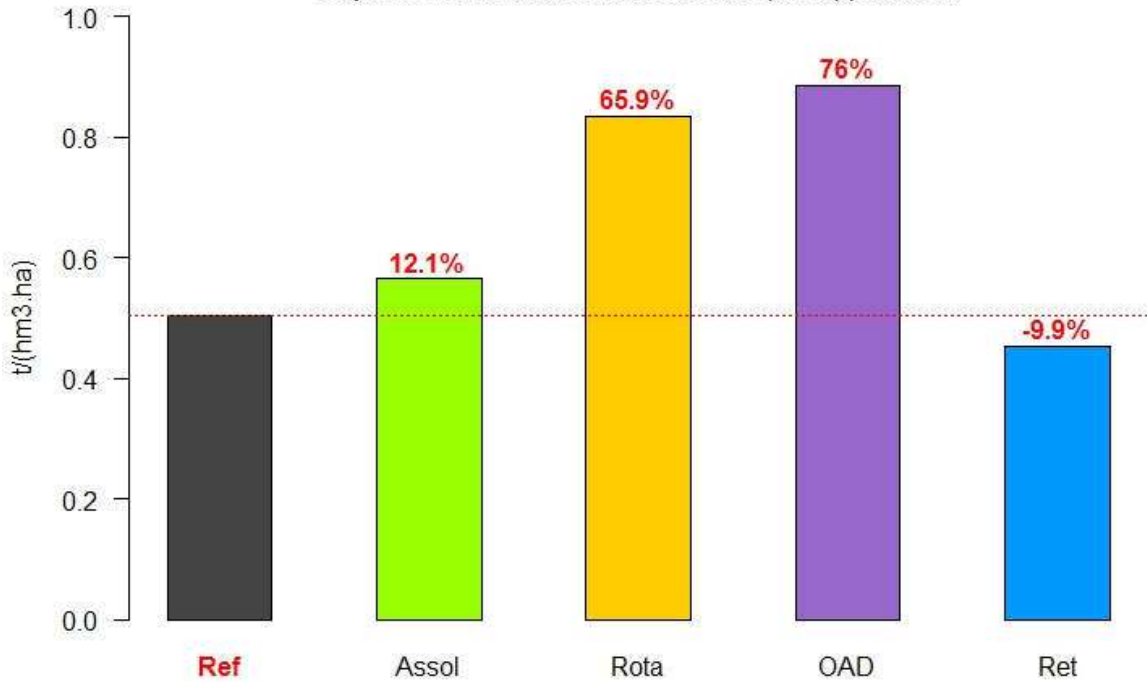
- *RDT* le rendement moyen des grandes cultures (voir p.42) ;
- *V_{n,c}* le volume d'eau prélevé pour irriguer l'ensemble des surfaces (irriguées ou non) en culture *c* l'année *n* ;
- *N* le nombre d'années de simulation.

RESULTATS DE SIMULATION

Efficiencia de l'eau prélevée pour les grandes cultures (Rendements/prélèvements)



Efficiencia de l'eau prélevée (grandes cultures)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



VALEAU – Marge brute dégagée par m3 d'eau prélevé

DEFINITION

Rapport entre la marge brute issue de la vente des grandes cultures (irriguées et non-irriguées) et le volume d'eau prélevé pour l'irrigation des grandes cultures.

UNITE

€/m³

COMMENTAIRE

Sur la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

Sur l'origine des données de prix : voir CATER (p. 46)

CALCUL

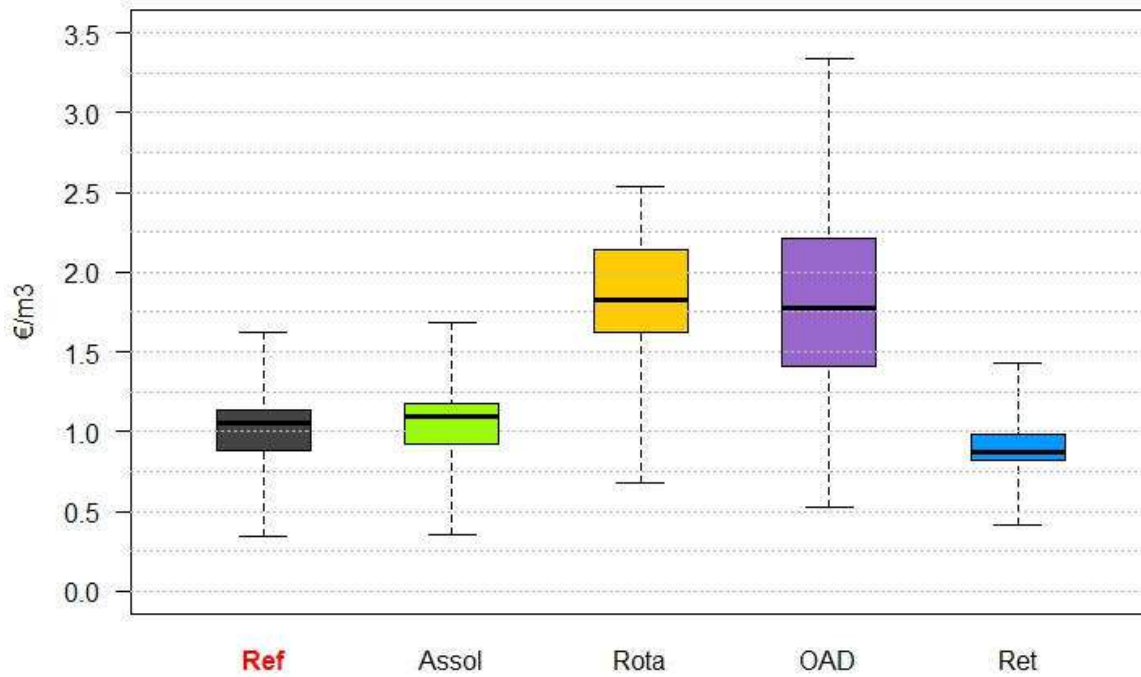
$$VALEAU = \frac{\sum_n \sum_c (MB_{c,n} \times S_{c,n})}{\sum_n \sum_c V_{c,n}}$$

Avec :

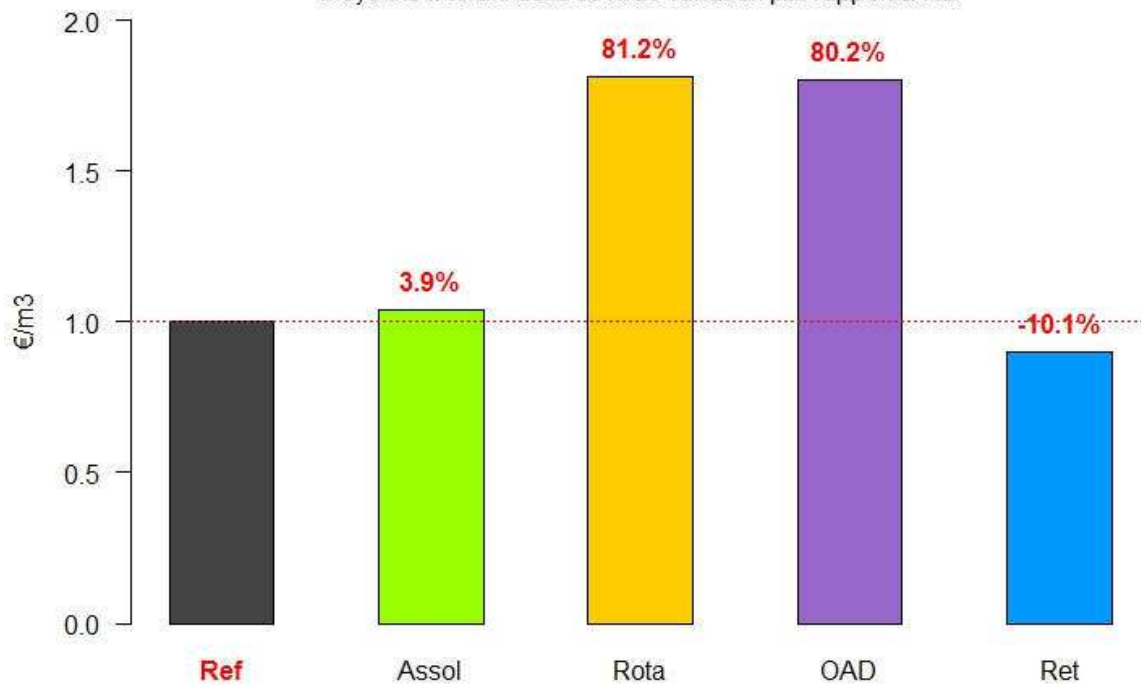
- $MB_{c,n}$ la marge brute par ha de la culture c l'année n ;
- $S_{c,n}$ la surface en culture c l'année n ;
- $V_{c,n}$ le volume d'eau prélevé pour irriguer la culture c l'année n.

RESULTATS DE SIMULATION

Efficiencia económica de l'au prélevée
pour les grandes cultures (MB/prélèvements)



Efficiencia económica de l'au prélevée (grandes cultures)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



CAEAU – Chiffre d’affaire dégagé par m3 d’eau prélevé

DEFINITION

Rapport entre le chiffre d’affaire issue de la vente des grandes cultures (irriguées + non-irriguées) et le volume d’eau prélevé pour irriguer les grandes cultures.

UNITE

€/m³

COMMENTAIRE

Sur la limitation aux grandes cultures : voir PROD (p. 38).

Sur l’origine des données de prix : voir CATER (p. 46).

CALCUL

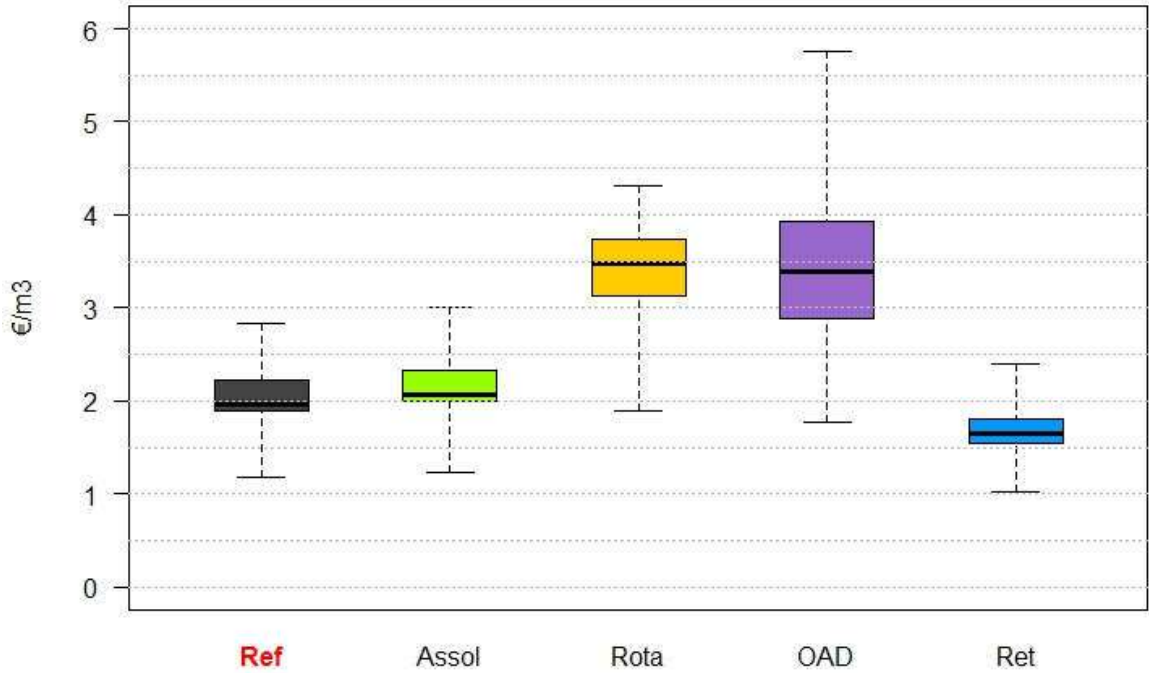
$$CAEAU = \frac{\sum_n \sum_c (P_{c,n} \times E_c)}{\sum_n \sum_c V_{c,n}}$$

Avec :

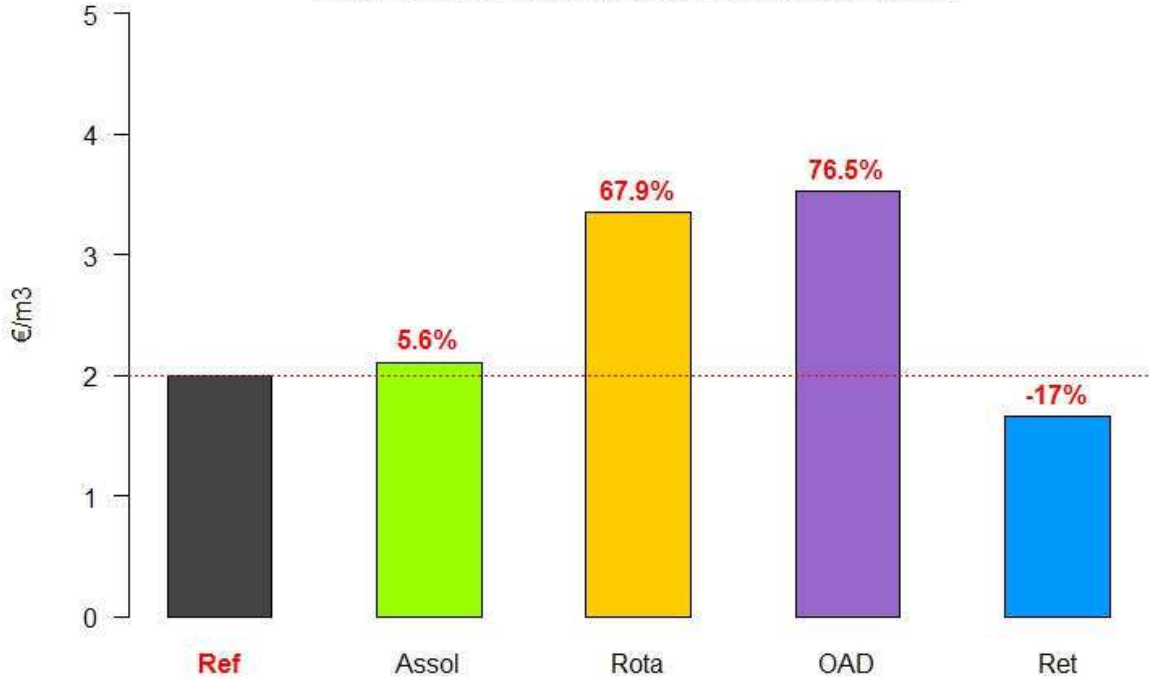
- $P_{c,n}$ la production de la culture c l’année n sur l’ensemble du territoire ;
- E_c le prix de vente de la culture c ;
- $V_{c,n}$ le volume d’eau prélevé pour irriguer la culture c l’année n.

RESULTATS DE SIMULATION

Efficiencia económica de l'au prélevée (CA/prélèvements) Total sur grandes cultures



Efficiencia económica de l'au prélevée (grandes cultures)
Moyenne interannuelle et % de variation par rapport à Ref



MBDEF – Coût en marge brute de la réduction du déficit hydrique

DEFINITION

Rapport entre la variation de marge brute (calculée sur les grandes cultures) et la variation du déficit hydrique par rapport au scénario de référence.

UNITE

€/m³

COMMENTAIRES

Dans le cas du scénario « retenues » dans lequel le déficit hydrique s'accroît par rapport à la situation de référence, MBDEF reflète la marge brute « gagnée » par m³ d'eau « perdu » dans la rivière Aveyron.

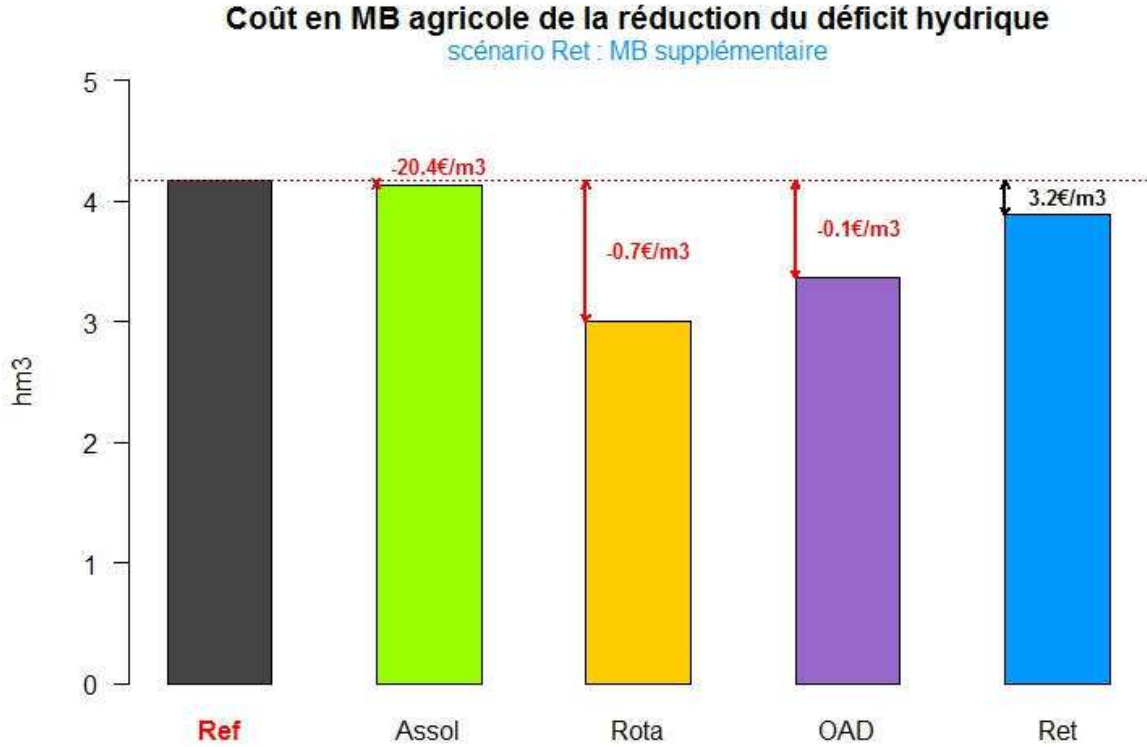
CALCUL

$$MBDEF = \frac{\frac{1}{N} \sum_n \sum_c (MB_{c,n} \times S_{c,n} - MB_{c,n,ref} \times S_{c,n,ref})}{VDEF - VDEF_{ref}}$$

Avec :

- N le nombre d'années de simulation
- $MB_{c,n}$ la marge brute à l'ha de la grande culture c l'année n pour le scénario étudié ;
- $S_{c,n}$ la surface occupée par la grande culture c l'année n pour le scénario étudié ;
- $MB_{c,n,ref}$ la marge brute à l'ha de la grande culture c l'année n dans la situation de référence
- $S_{c,n,ref}$ la surface occupée par a grande culture c l'année n dans la situation de référence ;
- VDEF le volume déficitaire par rapport au DOE (moyenne interannuelle : calcul p.24)
- $VDEF_{ref}$ le volume déficitaire par rapport au DOE dans la situation de référence

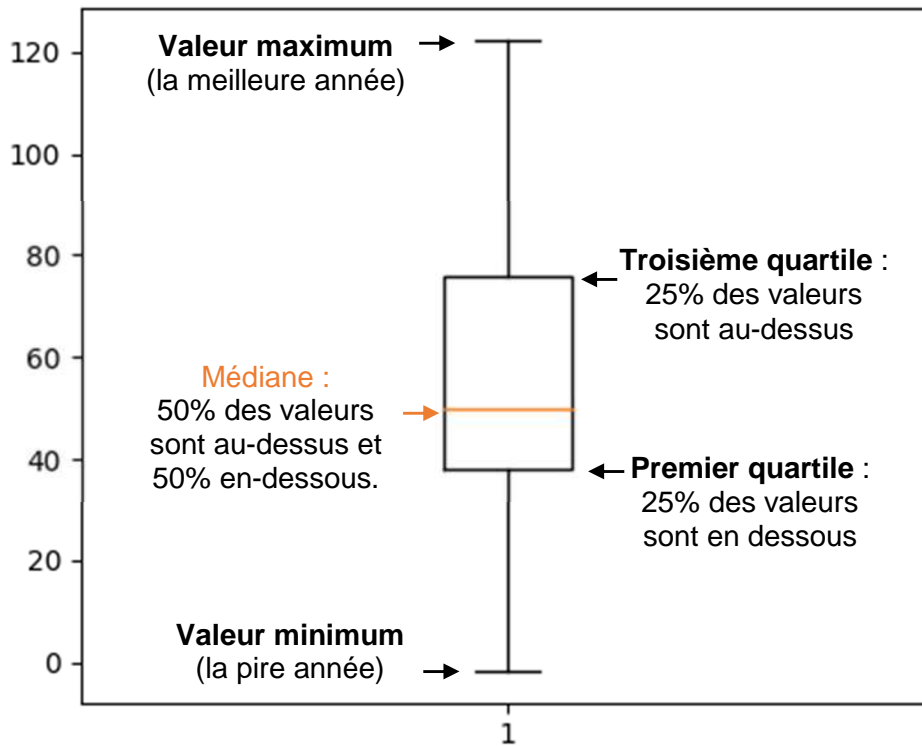
RESULTATS DE SIMULATION



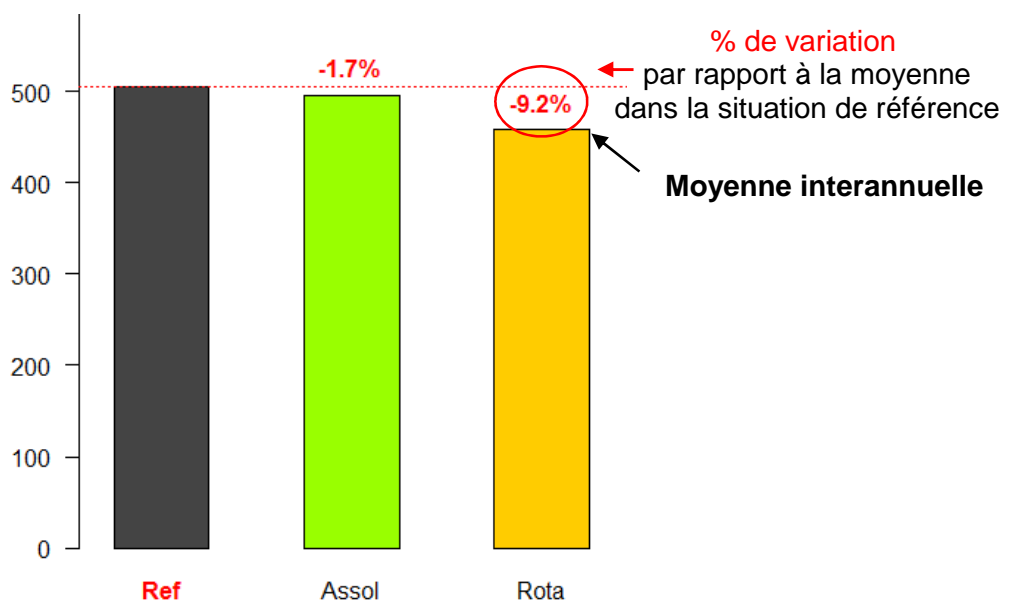
NB : La valeur de MBDEF est indiquée en rouge sur le graphique (les barres de l'histogramme correspondant au déficit hydrique VDEF)

⊗ MEMO – LECTURE DES GRAPHIQUES

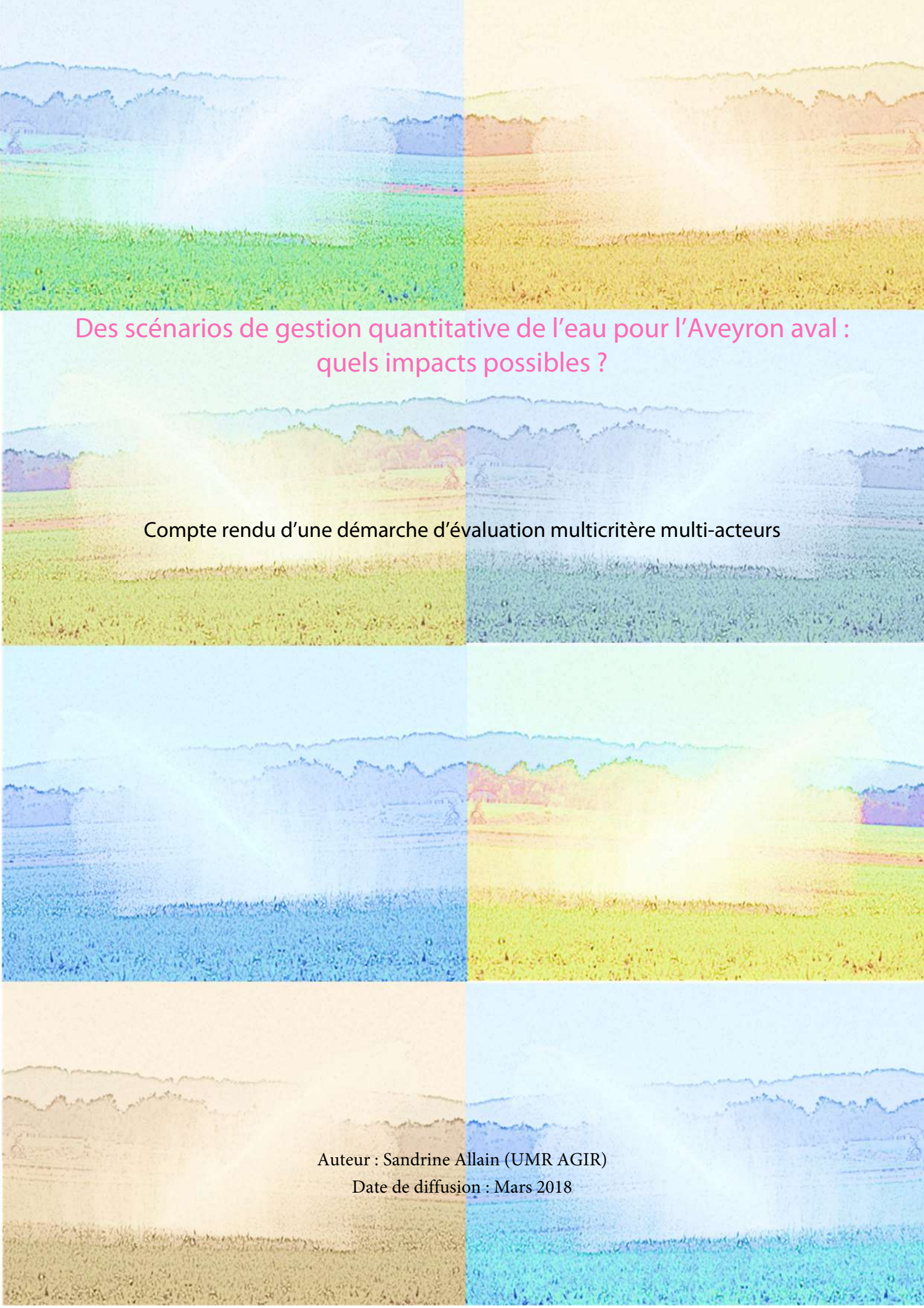
Les boîtes à moustaches permettent de visualiser la distribution des valeurs d'une année à l'autre, et se lisent comme suit :



Pour visualiser la valeur moyenne sur 13 ans, se référer aux histogrammes.



*Annexe 8 : Compte-rendu de la démarche à l'attention des acteurs
du territoire*

The background of the entire page is a 4x2 grid of agricultural landscape photographs. Each photograph is overlaid with a different color filter. The filters include shades of blue, yellow, green, purple, and brown. The landscapes show rolling hills, fields, and some structures in the distance.

Des scénarios de gestion quantitative de l'eau pour l'Aveyron aval : quels impacts possibles ?

Compte rendu d'une démarche d'évaluation multicritère multi-acteurs

Auteur : Sandrine Allain (UMR AGIR)

Date de diffusion : Mars 2018

Table des matières

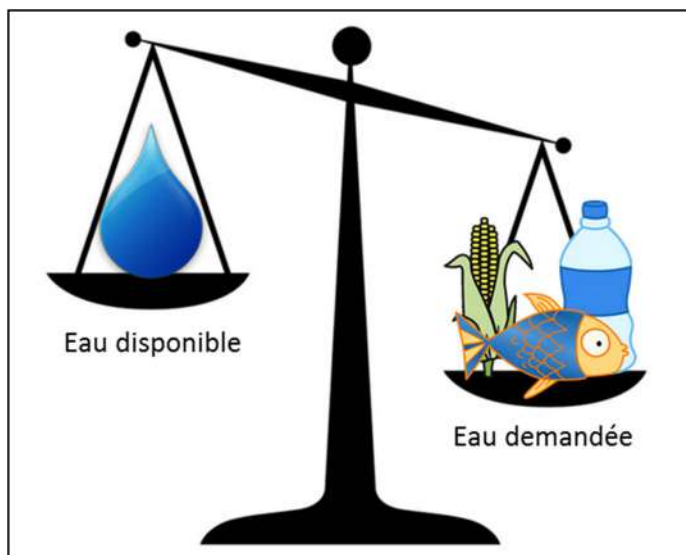
1. Le contexte	359
❖ Un enjeu-phare : rétablir l'équilibre entre offre et demande en eau.....	359
❖ Le territoire d'étude : Aveyron aval – Lère.....	361
2. La démarche méthodologique	362
❖ Etape 1 : la structuration du problème (1 ^{er} semestre 2016).....	362
❖ Etapes 2 et 3 : Traduction pour la modélisation, simulation et analyse (2 ^e semestre 2016 – 1 ^{er} semestre 2017).....	365
❖ Etape 4 et 5 : Construction d'un dispositif d'évaluation multi-acteurs et réalisation des « ateliers d'évaluation » (2 ^e semestre 2017).....	368
❖ Etape 6 : Synthèse et discussion des résultats (janvier – février 2018).....	369
3. Les résultats des évaluations « groupe par groupe »	371
3.1. ARVALIS.....	371
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	371
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	373
3.2. Chambres d'agriculture	374
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	374
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	376
3.3. Stockage de l'eau pour l'agriculture	377
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	377
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	379
3.4. Services de l'Etat (échelle départementale)	380
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	380
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	382
3.5. Services de l'Etat (échelle régionale / bassin).....	383
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	383
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	385
3.6. Associations de protection de la nature et de l'environnement	386
❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	386
❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	388
3.7. PETR du pays Midi-Quercy.....	389

❖	Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération	389
❖	Une deuxième clé de lecture : les jugements.....	391
4.	Les résultats des évaluations « par scénario »	392
4.1.	Vue d'ensemble	392
4.2.	Scénario « rotations culturales ».....	398
❖	Ses forces.....	398
❖	Ses faiblesses.....	398
❖	Les zones de débat	399
4.3.	Scénario « pilotage de l'irrigation automatisé ».....	400
❖	Ses forces.....	400
❖	Ses faiblesses.....	400
❖	Les zones de débat	401
4.4.	Scénario « réduction de la sole irriguée »	402
❖	Ses forces.....	402
❖	Ses faiblesses.....	402
❖	Les zones de débat	402
4.5.	Le scénario « mise en commun des capacités de stockage d'eau ».....	403
❖	Ses forces.....	403
❖	Ses faiblesses.....	403
❖	Les zones de débat	404
5.	Blocages et leviers pour les surmonter.....	405
❖	Axe « eau ».....	405
❖	Axe « agriculture ».....	407
❖	Conclusion	408

1. Le contexte

❖ Un enjeu-phare : rétablir l'équilibre entre offre et demande en eau

Dans plusieurs bassins d'Adour-Garonne, il existe un déséquilibre entre l'offre et la demande en eau. Dans les territoires agricoles, ce déséquilibre est particulièrement manifeste l'été : les cultures ont des besoins en eau importants alors même que les pluies sont peu abondantes et les rivières dans leur période de basses-eaux (étiage). Ceci provoque des « crises », c'est-à-dire des épisodes où le débit des rivières passe sous un seuil réglementaire (le débit d'objectif d'étiage, ou DOE). Au plan opérationnel, ces crises entraînent la réunion de comités qui statuent sur les restrictions d'usage (notamment d'irrigation) à adopter.



LE DESEQUILIBRE HYDRIQUE

Le DOE (débit d'objectif d'étiage)

Valeur réglementaire de débit, au-dessus de laquelle on considère que le bon fonctionnement des milieux est assuré. En-dessous de cette valeur, des restrictions d'usage (notamment d'irrigation) s'appliquent. Des lâchers de soutien d'étiage peuvent également permettre de rehausser les débits pour assurer le respect du DOE. Le DOE est mesuré au niveau des « points nodaux ».

Il est normal que le débit d'une rivière fluctue et que le DOE soit occasionnellement franchi. Cependant, lorsque cela arrive « plus qu'exceptionnellement », on considère le déséquilibre hydrique comme « structurel », c'est-à-dire non-compatible avec un bon état écologique des milieux aquatiques à long terme. Les bassins se trouvant en situation de déséquilibre structurel sont soumis à des réglementations spécifiques : évaluation des ressources, réduction des volumes prélevables, répartition des volumes d'eau entre agriculteurs opérée par un organisme unique. Les acteurs de ces bassins sont également incités à se concerter pour repenser la gestion de l'eau dans leur territoire et sortir d'une gestion de crise.

L'agriculture est la première activité concernée par la gestion quantitative de l'eau et ses éventuels changements. A la fois comme l'une des premières impactée (par les plans de répartition, les restrictions) mais aussi comme première « accusée ». En effet, contrairement à d'autres usages, l'irrigation est un usage qui utilise l'eau sans la restituer au milieu aquatique et qui est concentré sur la période où l'eau est peu abondante, les écosystèmes aquatiques particulièrement sensibles, et le tourisme à son plus haut niveau. En même temps, l'irrigation permet aux cultures les plus sensibles au stress hydrique de se développer pleinement, et soutient ainsi des productions à haute voire très haute valeur ajoutée.

Comme on peut l'entrevoir ici, le passage d'une gestion de crise à une gestion plus structurelle de la ressource en eau engage des acteurs multiples et des enjeux tout aussi divers. Les idées ne manquent pas pour autant sur les leviers à actionner : favoriser des cultures moins consommatrices d'eau, améliorer les pratiques d'irrigation, revoir complètement les systèmes agricoles, arrêter l'irrigation sur certaines zones, stocker de l'eau en hiver pour l'utiliser l'été, remettre en état des retenues, moderniser les réseaux d'irrigation, appliquer des normes plus strictes etc. Cependant, on voit mal comment mettre en œuvre des changements à grande échelle, qu'il s'agisse d'aménagements ou de pratiques agricoles, juste pour tester leur efficacité, et ce d'autant plus qu'en matière d'eau, les années se suivent mais ne se ressemblent pas.

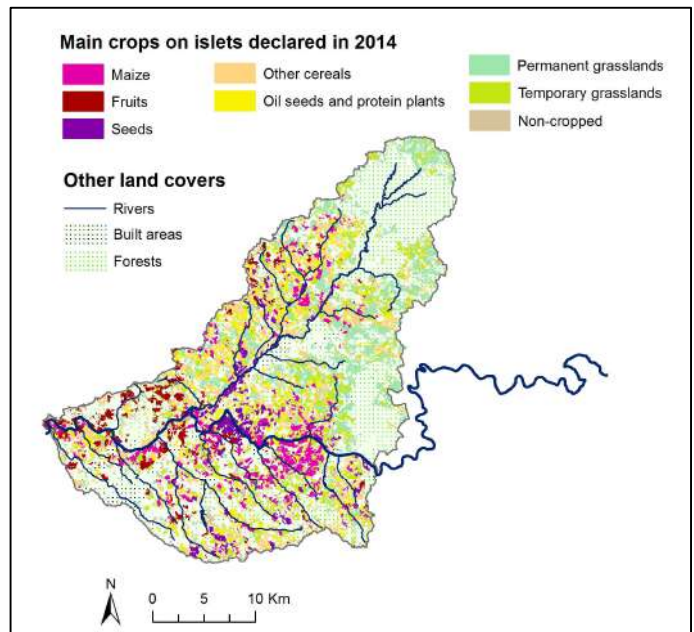
Le rétablissement de l'équilibre entre offre et demande en eau nécessite donc de disposer de méthodes pour évaluer *ex ante* la pertinence des différents leviers proposés, tant sur le plan de leurs performances que de leur acceptabilité sociale, et pour amener un débat constructif entre parties prenantes. Développer ce type de méthode, c'est tout l'enjeu du présent travail.



IRRIGATION DU MAÏS, PRES DE TOULOUSE (PHOTO INRA)

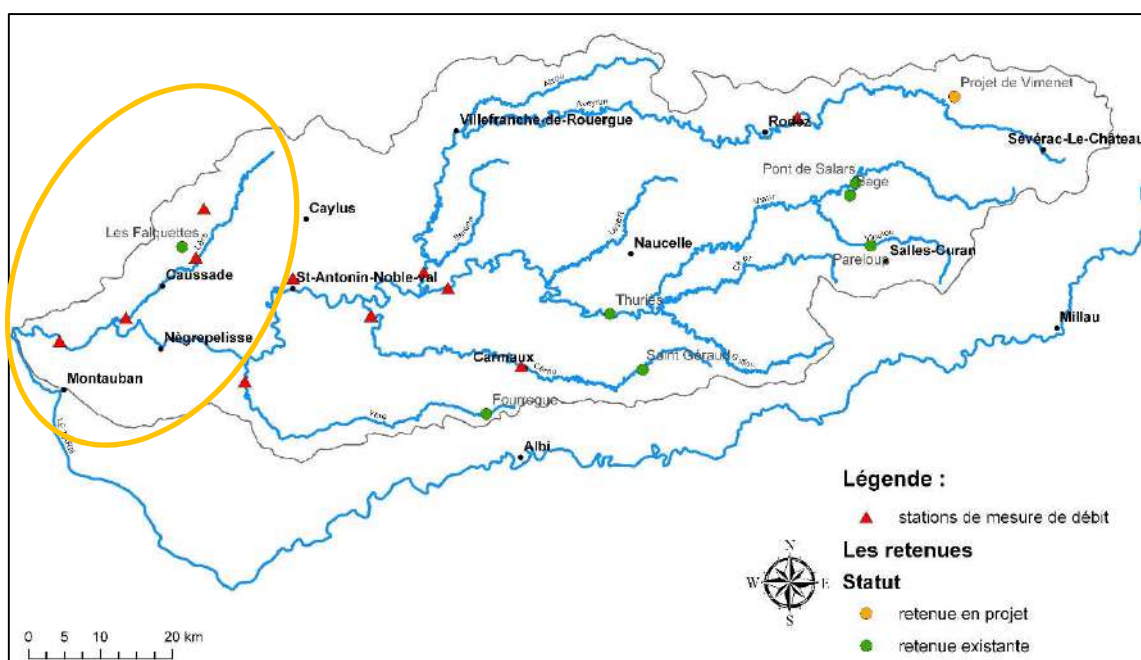
❖ Le territoire d'étude : Aveyron aval – Lère

Nous avons choisi de mener notre étude sur un territoire « à enjeu », le territoire Aveyron aval – Lère, qui se situe presque entièrement sur le département du Tarn-et-Garonne. Sur ce territoire, traversé d'Est en Ouest par l'Aveyron, on compte 1150 exploitations agricoles, principalement en grandes cultures. Sur les zones de coteaux, on trouve également une activité d'élevage, en déclin, et des vergers. Un tiers environ de la surface agricole (40 000 ha) est irriguée. La plus grande part des prélèvements sert à irriguer les cultures de maïs (grain et semences), localisées dans la plaine alluviale de l'Aveyron.



PRINCIPALES CULTURES SUR LE TERRITOIRE (RPG 2014)

L'hydrologie du territoire est fortement dépendante de l'amont du bassin de l'Aveyron. Tout d'abord, une grande quantité d'eau du bassin versant de l'Aveyron est transférée vers le Tarn, au niveau du complexe hydroélectrique du Lévézou. Ensuite, plusieurs ouvrages, toujours à l'amont, permettent de soutenir les débits de la rivière Aveyron afin de respecter le DOE (4m³/s au point nodal de Loubéjac, à l'exutoire du bassin) : Saint-Géraud principalement, ainsi que Thuriès et Pareloup (par contrat avec EDF). Sur le territoire, la retenue des Falquettes, en service depuis 2008, permet de soutenir les débits de la Lère.

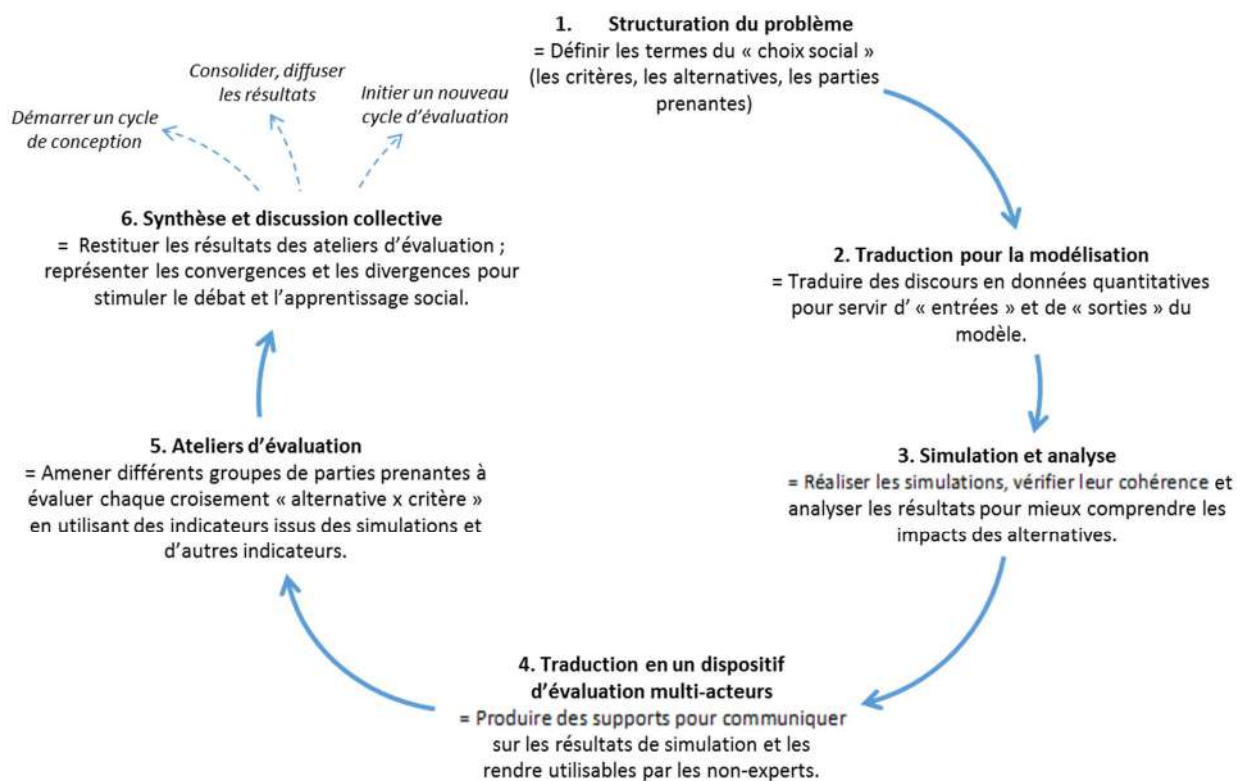


SITUATION DU TERRITOIRE D'ETUDE AU SEIN DU BASSIN HYDROLOGIQUE DE L'AVEYRON

2. La démarche méthodologique

La présente étude a pour objectif de faire évaluer différents scénarios de gestion de l'eau par plusieurs groupes d'acteurs, afin de mettre en évidence les convergences et divergences entre eux. Comme les liens entre pratiques agricoles, hydrologie et gestion de l'eau sont complexes, les effets d'un changement sont difficiles à anticiper ; pour cette raison, nous avons décidé de coupler au dispositif d'évaluation « multi-acteurs » l'utilisation d'un modèle informatique.

La méthode dite MAMCE-IAM (Multi-Actor Multi-Criteria Evaluation combined with Integrated Assessment and Modelling) se déroule en 6 étapes, la dernière correspondant à la journée programmée le 15 février 2018.

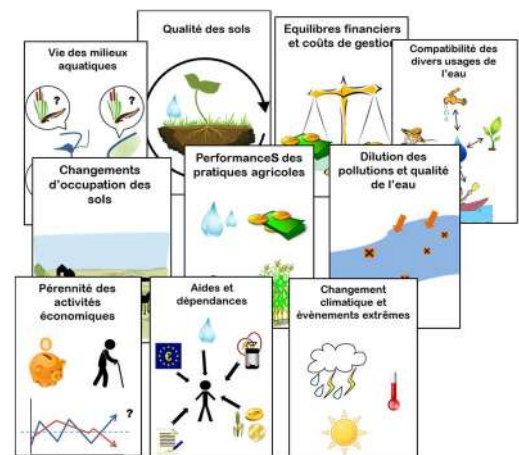


LES 6 ETAPES DE LA METHODE D'ÉVALUATION

❖ Etape 1 : la structuration du problème (1^{er} semestre 2016)

Cette étape vise à se familiariser avec les enjeux et les acteurs de la gestion de l'eau dans le territoire d'étude. Pour le chercheur, c'est essentiellement un travail de lecture (articles scientifiques, littérature grise), de discussion avec des collègues et de prise de contact avec le terrain. Comme le territoire d'étude avait déjà été très bien documenté au cours de travaux précédents, cela a permis d'avancer relativement vite et d'établir une première liste de parties prenantes impliquées dans la gestion quantitative de l'eau dans cette zone.

Au printemps 2016, nous avons organisé une campagne d'entretiens individuels à partir d'un jeu de cartes pour identifier les principaux enjeux de la gestion de l'eau, tels que perçus par les acteurs de terrain. Chaque carte représentait, grâce à un titre et un dessin, une thématique plus ou moins directement liée à la gestion quantitative de l'eau, et pouvait être interprétée de différentes façons. 16 personnes ont été rencontrées, appartenant aux services de l'Etat, aux collectivités, au monde agricole (production, conseil, valorisation) et à des associations de défense de l'environnement. A chaque fois, la consigne était de choisir parmi les 15 cartes présentées les 3 dont ils avaient « le plus envie de parler » au sujet de la gestion quantitative de l'eau dans leur territoire, puis d'expliquer leur choix.



QUELQUES-UNES DES 15 CARTES
UTILISEES EN ENTRETIEN



CONSTRUCTION DE LA GRILLE DE
CRITERES D'EVALUATION

Les entretiens ont été retranscrits et analysés de façon à dégager les principaux enjeux évoqués par chaque personne. A partir de ces listes individuelles, nous avons essayé de construire un arbre synthétique, figurant l'ensemble des enjeux et sous-enjeux. Cet arbre, constituant une proposition, a été présenté lors d'une réunion collective où les personnes rencontrées avaient toutes été invitées. Les participants ont pu le modifier de façon à produire une grille de critères d'évaluation, reflétant les enjeux de la gestion quantitative de l'eau sur le territoire Aveyron aval-Lère.

Au cours de cette même réunion, les participants ont défini, à partir de pré-propositions, les grandes lignes de scénarios de changement pour la gestion quantitative de l'eau. La consigne était de choisir des scénarios « qui permettent d'apprendre », « qui permettent de réfléchir », « qui contrastent » plutôt que des scénarios désirables ou réalistes. Ainsi, les propositions mises en avant ont été : l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation, l'arrêt de l'irrigation sur les zones amont, la généralisation de pratiques culturales « innovantes », la construction d'une retenue de substitution remplaçant les petites retenues, et l'introduction d'une tarification progressive de l'eau.

LES CRITERES D'EVALUATION ET LEUR CONTENU

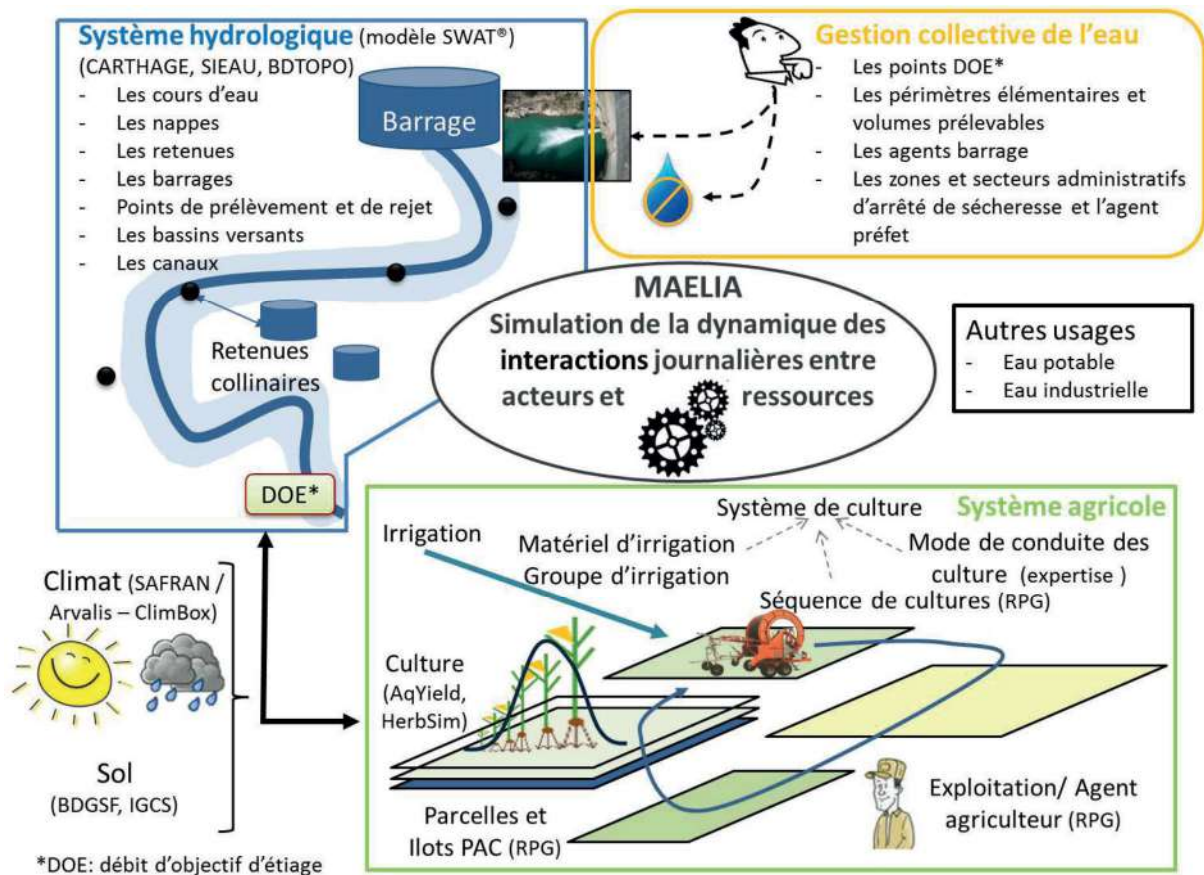
Critère	Explications
<p>SECURITE « Assurer la sécurité des populations »</p> <p><i>Acronyme : SCT</i></p>	<p>Les inondations et phénomènes érosifs menacent certaines zones habitées, notamment du fait de l'artificialisation des sols et de l'installation d'habitations dans des zones inondables (ex. Caussade). La croissance démographique étant positive dans le territoire, sécuriser l'approvisionnement en eau potable (aujourd'hui essentiellement issue des nappes) est un autre enjeu de sécurité publique à plus long terme. Enfin, certaines zones étant des sites de baignade, le maintien d'une bonne qualité des eaux de surface y est essentiel.</p>
<p>SECURITE ALIMENTAIRE « Nourrir les populations »</p> <p><i>Acronyme : ALIM</i></p>	<p>Le développement des cultures nécessite un apport d'eau adapté à leurs besoins, et certaines espèces sont très sensibles à un déficit hydrique, comme par exemple le maïs. Le maïs permet notamment aux activités d'élevage de l'amont de se maintenir dans les périodes de sécheresse. La qualité nutritionnelle et sanitaire des productions destinées à l'alimentation humaine (fruits, blé) dépend aussi des apports d'eau et plus généralement des pratiques agricoles.</p>
<p>ECONOMIE « Soutenir l'économie et l'emploi local »</p> <p><i>Acronyme : ECO</i></p>	<p>L'agriculture est une activité économique essentielle sur le territoire : elle fait vivre plus de 1000 exploitations et des filières bien implantées localement (par exemple le maïs semence, une activité à très haute valeur ajoutée, soutenue par la présence locale de grands groupes comme Caussade Semences). L'Aveyron aval est également le siège d'une activité touristique non-négligeable, avec l'arrivée des canoës-kayaks qui descendent des Gorges de l'Aveyron, des sites de pêche reconnus (pêche « sportive »), des activités d'hébergement et d'accueil à la ferme. D'autres activités, comme la production d'eau potable ou l'hydroélectricité, ont également été citées par les personnes rencontrées comme ayant un rôle économique important ou à développer.</p>
<p>BIODIVERSITE « Préserver la biodiversité »</p> <p><i>Acronyme : BD</i></p>	<p>La biodiversité des milieux terrestres, notamment la biodiversité « ordinaire » et celle inféodée aux zones humides, est en partie liée à l'occupation des sols et aux pratiques agricoles. Des sites Natura 2000, riches mais sensibles, bordent le territoire. C'est cependant sur les écosystèmes aquatiques que joue en premier lieu la gestion de l'eau. L'altération des régimes hydrologiques, liée au stockage de l'eau et aux prélèvements d'eau, et la dégradation de l'hydromorphologie des cours d'eau sont présentées comme les principales menaces sur le bon fonctionnement des cours d'eau. Dans le cas des petits affluents, une baisse des débits peut se traduire par des ruptures d'écoulement, particulièrement délétères pour la vie aquatique.</p>
<p>IDENTITE « Cultiver l'identité du territoire »</p> <p><i>Acronyme : ID</i></p>	<p>L'identité du territoire repose sur le maintien d'une activité agricole diversifiée et « ancrée localement », qui façonne des terroirs et des paysages diversifiés. L'activité agricole permet aussi de maintenir un maillage social. L'eau est un élément important de cette identité territoriale : à la fois comme élément esthétique, mais aussi parce qu'elle est nécessaire au maintien de certaines activités : l'agriculture bien sûr mais aussi la pêche « récréative ».</p>
<p>ADAPTATION AUX CHANGEMENTS « Permettre aux activités de s'adapter à des changements exogènes »</p> <p><i>Acronyme : CHGT</i></p>	<p>Les activités dépendant de l'eau, en premier lieu l'agriculture, sont exposées à des changements divers qui peuvent les contraindre : baisse et variabilité de la ressource en eau, changements règlementaires, volatilité des prix. Il leur est donc nécessaire de trouver les moyens de faire face à ces changements et incertitudes pour pouvoir se maintenir à long terme.</p>

<p>AJUSTEMENT « Faciliter l'ajustement à court terme entre offre et demande en eau »</p> <p><i>Acronyme : AJUST</i></p>	<p>Les capacités d'adaptation des activités se jouent également sur le court terme, à l'échelle interannuelle. Il est en effet nécessaire de pouvoir ajuster au mieux l'offre à la demande en eau (et vice-versa) pour éviter la multiplication de « crises » et restrictions d'eau. Cet ajustement est à la fois le fait du système de gestion de l'offre en eau mais aussi de la capacité qu'ont les usagers à anticiper et moduler leurs besoins.</p>
<p>CAPITAL NATUREL « Entretenir le capital naturel à long terme »</p> <p><i>Acronyme : KNAT</i></p>	<p>Le sol et les aquifères représentent deux compartiments fondamentaux pour la durabilité à long terme du système agro-hydrologique. Un sol de bonne qualité (riche en matière organique, poreux etc.) et couvert va favoriser l'infiltration de l'eau et son stockage « sur la parcelle ». Concernant les aquifères, leur état reste encore peu étudié, alors que ceux-ci vont permettre de recharger le réseau hydrologique via des transferts lents.</p>
<p>EQUITE « Répartir équitablement la ressource et les coûts associés à sa gestion »</p> <p><i>Acronyme : EQT</i></p>	<p>Le système de gestion quantitative de l'eau permet de répartir l'eau dans l'espace et dans le temps, entre usages et entre usagers. Gérer l'eau suppose une infrastructure et du personnel, et donc implique des coûts, qui peuvent incomber à la collectivité (ex. soutien d'étiage) ou aux particuliers (équipement d'irrigation, électricité pour le pompage). Nombre d'acteurs insistent sur la nécessité de satisfaire les besoins élémentaires de tous les usagers et de garantir la coexistence des différents usages, en commençant par « les plus prioritaires ». En outre, la répartition des efforts et des coûts est l'objet de critiques, tant en termes de justice sociale que de la (faible) prise en compte des « externalités négatives ».</p>
<p>EFFICIENCE « Réduire les gaspillages et les surcoûts »</p> <p><i>Acronyme : EFF</i></p>	<p>« Optimiser » l'eau est une expression qui ressort dans de nombreux entretiens. Il s'agit de limiter les gaspillages, augmenter des marges, faciliter le travail etc. Mais c'est aussi un terme critiqué comme oblitérant le besoin de réduire la consommation d'eau. Par « efficacité » on entend donc la capacité à atteindre des objectifs (quels qu'ils soient) en limitant les moyens employés. Cet impératif touche tous les niveaux de gestion de l'eau - l'irrigation, la gestion opérationnelle (soutien d'étiage, restrictions), la gouvernance - et tous les usages.</p>
<p>LISIBILITE « Mener une action publique lisible pour le citoyen »</p> <p><i>Acronyme : POL</i></p>	<p>Dans un contexte de défiance entre urbains et ruraux et entre usagers de l'eau, l'action publique se doit d'être transparente et cohérente aux yeux du citoyen pour favoriser l'intercompréhension mutuelle. Ceci implique que les actions menées soient en adéquation avec les objectifs politiques et réglementaires énoncés, notamment ceux des SDAGE et SAGE. Les rapports de force entre acteurs sont vus comme pouvant entraver cette bonne compréhension de l'action publique voire créer des situations de blocage.</p>

❖ **Etapes 2 et 3 : Traduction pour la modélisation, simulation et analyse (2^e semestre 2016 – 1^{er} semestre 2017).**

Pour mieux comprendre les impacts des différents scénarios, nous avons utilisé le modèle MAELIA, développé conjointement par l'INRA, ARVALIS et la CACG, qui représente les interactions entre agriculture, hydrologie et gestion de l'eau à l'échelle d'un territoire. Ce modèle permet de calculer toute une série de variables (les « sorties » du modèle): débits aux points nodaux, rendement des cultures, volumes prélevés pour l'irrigation, volume et moment où les lâchers de soutien d'étiage sont réalisés, périodes et intensité des restrictions d'irrigation, etc.

Nous ne détaillons pas ici le fonctionnement du modèle MAELIA (voir la documentation, en anglais : <http://maelia-platform.inra.fr/>), ni son instanciation pour le territoire d'étude, réalisée par le passé (thèse de Clément Murgue). Notons cependant que ce modèle informatique a besoin de données d' « entrée » quantitatives (des tableaux de nombres) et spatialisées (des fichiers SIG) et produit de la même façon les données de « sortie » quantitatives aux échelles géographiques et temporelles que l'utilisateur lui demande. Autrement dit, il faut convertir les scénarios et les critères d'évaluation, exprimés en mots, en données chiffrées.



REPRESENTATION IMAGEE DU CONTENU DU MODELE MAELIA (C. MURGUE)

Les critères d'évaluation, d'abord, ont dû être convertis en indicateurs quantitatifs et simulables. Si notre objectif initial n'était justement pas de nous limiter aux potentialités du modèle MAELIA, dans les faits, nous n'avons pas pu explorer d'autres modes d'expertise. Nous avons d'abord conduit 14 entretiens avec des groupes d'experts afin de dresser des « profils d'indicateurs », puis les avons sélectionnés en fonction de ce qui nous semblait le plus pertinent, le plus robuste et surtout, le plus faisable. Ainsi, de 148 profils d'indicateurs proposés, nous sommes passés à 28 indicateurs effectivement simulés.

Les scénarios, ensuite, ont dû être précisés. Parmi les 5 scénarios proposés en réunion collective, seul 4 ont pu être « traduits » pour la modélisation et simulés. La proposition d'appliquer une tarification progressive de l'eau a ainsi été abandonnée, non pas faute d'intérêt, mais car le modèle utilisé ne permet pas d'intégrer l'effet de ce changement sur les décisions des agriculteurs.

Voici les quatre scénarios qui ont été simulés (détail en annexe) :



Réduction de la sole irriguée (ASSOL) : Dans ce scénario, l'irrigation n'est maintenue que si les prélèvements sont réalisés dans des cours d'eau réalimentés (Aveyron et aval de la Lère) ou dans des retenues collectives (lacs du Tordre et du Gouyre). Ailleurs, les cultures passent en sec (dans le cas de semences, les parcelles sont transformées en céréales à paille, car les contrats pour la multiplication de semences requièrent un accès sécurisé à l'eau) sur les parcelles les moins pentues et des prairies permanentes sont réintroduites sur les parcelles les plus pentues.



Rotations culturales (ROTA) : Dans ce scénario, toutes les monocultures de maïs (grain et semences) sont abandonnées et transformées en rotations « longues » irriguées se faisant succéder : tournesol, céréales à paille, colza et maïs.



Mise en commun des capacités de stockage en eau (RET) : Dans ce scénario, on concentre le stockage de l'eau dans trois grandes retenues de substitution (alimentées par pompage hivernal) : deux déjà existantes que l'on agrandit (Gouyre et Tordre), et une dans la zone de la Lère, à proximité de Caussade. Toutes les petites retenues sont effacées et les parcelles qu'elles alimentaient rattachées à l'une des trois grandes retenues. Les points de prélèvement directs en rivières et en nappes ne sont pas modifiés. Avec ce scénario, il s'agit de ne stocker de l'eau que l'hiver, de réduire la pression sur les petits affluents et de mutualiser les besoins et coûts de stockage.



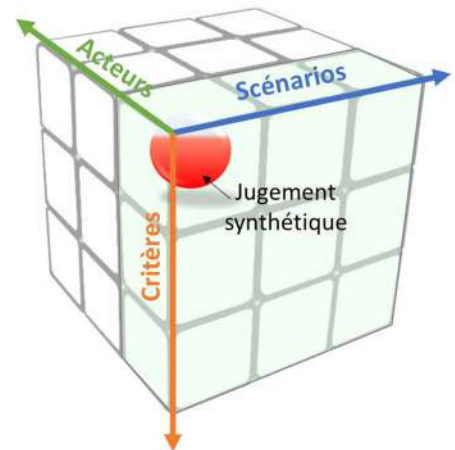
Pilotage de l'irrigation automatisé (OAD) : Dans ce scénario, toutes les parcelles irriguées sont équipées de sondes mesurant l'humidité du sol et d'un dispositif déclenchant l'irrigation en fonction de cette humidité et du stade de développement de la plante. Par exemple, autour de la floraison du maïs, l'irrigation est déclenchée dès que moins de 90% des besoins en eau sont satisfaits ($ETR/ETM < 90\%$) ; pendant la 1^{ère} phase du cycle, elle est déclenchée dès que l'on passe en dessous de 80%, etc.

Pourquoi simuler des scénarios non-réalistes ?

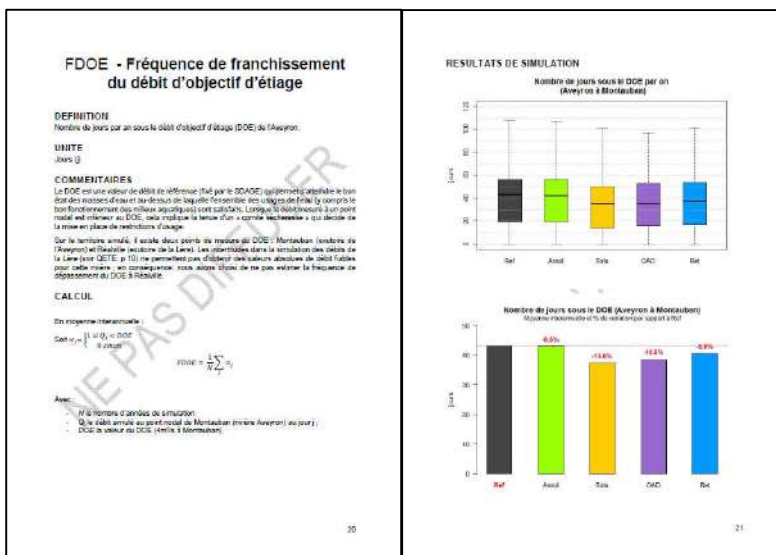
Pour des processus aussi complexes que la gestion de l'eau agricole, la simulation informatique permet essentiellement de révéler de grandes tendances ou des effets contre-intuitifs, mais pas de « prédire le futur ». Pour pouvoir observer ces tendances, il est préférable de construire des scénarios caricaturaux et contrastés. Les résultats des simulations peuvent ensuite être analysés pour essayer de comprendre l'« enchaînement des choses » et peuvent aussi servir d'arguments pour se positionner « pour » ou « contre » ces scénarios.

❖ **Etape 4 et 5 : Construction d'un dispositif d'évaluation multi-acteurs et réalisation des « ateliers d'évaluation » (2^e semestre 2017)**

Nous avons créé un dispositif afin que différents groupes d'acteurs évaluent, sur chacun des critères, les 4 scénarios simulés. Le dispositif est inspiré de l'outil « Kerbabel ». Son principe est de représenter un problème dit « de choix social » sous la forme d'un cube où figurent différents scénarios (les choix), différents critères d'évaluation et différents groupes d'acteurs. Ainsi chaque groupe d'acteur remplit une « tranche » de ce cube (ci-contre, zone en vert pâle), en exprimant un jugement pour chaque case (scénario x critère).



PRINCIPE DE L'OUTIL « KERBABEL »



EXTRAIT DU LIVRET D'INDICATEURS

Pour aider les acteurs à exprimer un jugement, nous avons créé un livret de scénarios et un livret d'indicateurs. Le livret d'indicateurs se compose de double-pages : l'une décrivant l'indicateur, l'autre présentant les résultats des simulations. L'ensemble du dispositif a été réfléchi avec l'aide d'un collègue de l'Université de Versailles - Saint Quentin en Yvelines (auteur et utilisateur de Kerbabel), et d'abord testé auprès d'étudiants en agronomie (ENSAT).

Au total, 7 groupes d'acteurs (31 personnes) ont participé à un atelier d'évaluation :

- Conseillers des chambres d'agricultures partenaires du projet Simulteau¹ (à ce groupe s'ajoute un chercheur du CESBIO également membre du projet)
- Agronomes d'ARVALIS, également membres du projet Simulteau
- Organismes en charge du stockage de l'eau pour l'agriculture (CD 81, CD 82, ASAi)
- Services de l'Etat à l'échelle départementale (DDT 82 et AFB 82)
- Services de l'Etat à l'échelle régionale (DREAL, DRAAF, AEAG, AFB)
- Associations de protection de l'environnement (FNE, Solagro, ANPER, Lisle Environnement)
- Pôle d'équilibre territorial rural Midi-Quercy

¹ SIMULTEAU est un projet CASDAR, impliquant divers partenaires et piloté par ARVALIS, qui vise à développer un outil opérationnel pour la gestion de l'eau par les organismes uniques, basé sur le modèle MAELIA.

Au cours de l'atelier, les participants devaient remplir une matrice d'évaluation par critère. Compte tenu des contraintes de temps, ils ont dû se limiter aux 2-5 critères les plus pertinents pour eux.



UNE MATRICE D'ÉVALUATION REMPLIE

Pour un critère donné, les participants devaient se concerter pour sélectionner des indicateurs d'intérêt (soit issus du livret, soit d'autres). Ensuite, ils devaient évaluer, indicateur après indicateur, si chaque scénario avait plutôt tendance à apporter une amélioration ou une dégradation de la situation. Ils reportaient leur jugement dans la matrice en utilisant des gommettes de couleur. Enfin ils pondéraient les indicateurs en fonction de leur importance.

Le code-couleur utilisé était le suivant :

- Vert : amélioration satisfaisante
- Jaune : changement peu significatif
- Rouge : détérioration gênante
- Bleu : évolution incertaine, difficile à interpréter
- Blanc : ne sait pas



UN ATELIER D'ÉVALUATION

❖ Etape 6 : Synthèse et discussion des résultats (janvier – février 2018)

Les matrices d'évaluation au format papier ont été recopiées dans l'interface web de Kerbabel. Une fois complétée, cette interface permet de lire le « cube » sous différents angles. Une journée de restitution des résultats a été organisée à l'attention de l'ensemble des participants aux ateliers, mais aussi de personnes extérieures voulant découvrir ces résultats. Au total, 24 personnes ont participé à cette réunion, essentiellement des acteurs de terrain.

L' « agrégation » des jugements dans Kerbabel

Pour un même critère, plusieurs indicateurs ont été utilisés. Les participants leur ont attribué un jugement de valeur (couleur) et un poids relatif (%). Il existe plusieurs façons d'agréger ces résultats. Dans le cas de Kerbabel, c'est le principe du vote qui s'applique (le jugement majoritaire l'emporte).

Ex: 4 indicateurs ont été utilisés (FDOE, PROD, PRODEL, QUAL) et évalués par le groupe. Le jugement de valeur (couleur) et le poids attribués sont reportés dans Kerbabel.

Indicator	Judgement	Weak	Medium	Strong	Weight
FDOE	X+ Amélioration satisfaisante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	10
PROD	X+ Dé détérioration gênante	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	60
PRODEL	X+ Ne sait pas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
QUAL	X+ Ne sait pas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15



Le jugement « rouge », avec 60%, représente le jugement majoritaire.

Les résultats ont été présentés scénario après scénario, pour faire ressortir à chaque fois les points de convergence et de divergence entre groupes ainsi que les compromis se dessinant entre critères d'évaluation. Nous avons choisi de mettre l'accent sur les deux scénarios apparaissant comme les plus intéressants au vu des résultats de l'évaluation : le scénario rotations culturales, ayant reçu la plus grande part de jugements positifs, et le scénario outils d'aide à la décision, qui n'avait fait l'objet d'aucun jugement négatif (voir section 4 « Résultats scénario par scénario »). Des interventions extérieures ont été programmées pour apporter des éclairages supplémentaires sur ces deux scénarios et élargir le champ du débat :

- Enjeux logistiques de la diversification des cultures (Amélie Gonçalves, INRA-AGIR) en comparant deux types de filières : les filières globalisées (coopératives) et les filières territorialisées (circuits courts)
- Les outils de pilotage de l'irrigation, de la théorie à la pratique (Bernard Lacroix, ARVALIS), en présentant une diversité d'outils et d'utilisations (conseil individuel, conseil collectif, utilisation par l'irrigant lui-même) ainsi que leurs avantages et inconvénients.

Dans un deuxième temps, deux groupes, composés de personnes aux intérêts différents, ont été constitués pour travailler sur les points de blocage les plus manifestes, révélés par les évaluations. Un groupe s'est concentré sur les blocages liés à la gestion de la ressource en eau (gestion de l'irrigation et gestion des ressources à l'échelle du territoire) et un autre sur ceux liés à des changements dans les systèmes agricoles (pratiques culturales à l'échelle des exploitations et évolution du paysage agricole). Les discussions en groupes étaient organisées autour de deux questions : Quels sont les blocages insurmontables / sur lesquels les acteurs du territoire n'ont pas de prise ? Quels sont les blocages qui peuvent être levés et comment ? Un temps de restitution en plénière a permis de présenter à l'ensemble des présents une synthèse des réponses apportées à ces questions.



JOURNEE DE RESTITUTION

3. Les résultats des évaluations « groupe par groupe »

3.1. ARVALIS

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Ce groupe a évalué les scénarios sur 4 critères : la sécurité alimentaire, l'économie et l'emploi local, l'ajustement de court terme entre offre et demande en eau, et l'efficacité. L'adaptation aux changements exogènes était également l'un des critères qu'ils avaient retenus, mais ils ont jugé ne pas disposer de suffisamment d'éléments pour pouvoir se prononcer (en particulier, ils ont regretté l'absence de simulations intégrant des projections climatiques).

Pour évaluer la pertinence des scénarios en termes de sécurité alimentaire, les participants ont choisi 3 indicateurs relatifs à la production agricole (PROD, PRODEL et QUAL) et 1 indicateur relatif au respect du DOE (FDOE). Pour les premiers (production agricole), ils ont attribué le poids le plus important (60%) à la quantité produite en grandes cultures, car à la base des autres productions (ex. le maïs est un aliment pour les animaux d'élevage). Jugeant utile d'avoir un indicateur spécifique aux produits d'élevage et un autre sur la qualité des productions agricoles, ils ont ajouté 2 indicateurs mais n'ont pas toujours pu évaluer les effets des scénarios sur ces points.

Pour l'économie et l'emploi local, ce sont aussi avant tout des indicateurs agricoles qui ont été utilisés. Le taux d'emploi et la marge nette à l'hectare ont été considérés comme les plus pertinents pour rendre compte de la santé économique des exploitations. Comme ils étaient absents du livret d'indicateur (pas de simulations disponibles), les participants ont tenté d'évaluer les effets sur l'emploi à partir de leur propre expertise ; pour la marge nette, ils l'ont approximée à partir de la marge brute (MB). L'indicateur CATER leur a permis d'évaluer les impacts sur l'économie du territoire et la filière agroalimentaire. Ils ont également intégré la production de valeur liée à l'usage agricole de l'eau (VALEAU) et celle liée à ses usages récréatifs (QJA).

En termes d'ajustement, c'est le degré d'adéquation entre les prélèvements et les besoins théoriques qui a constitué l'indicateur-phare (ECARTH, avec 60%), jugé à dire d'experts (car non-disponible dans le livret). Des indicateurs relatifs à l'utilisation des stocks d'eau (soutien d'étiage SE, utilisation des retenues UTRET) et à la sévérité de l'étiage (F10DOE) ont également été mis en avant, car reflétant les marges de manœuvre disponibles pour ajuster l'offre à la demande. L'indicateur UTRET a cependant été considéré trop compliqué à utiliser dans sa présentation cartographique.

Quatre indicateurs d'efficacité ont été mobilisés. A une exception près (VDEF, le volume déficitaire par rapport au DOE), tous correspondent à un rapport entre une valeur issue de la production des grandes cultures (en tonne ou en euros) et une quantité (ou un manque) d'eau et. Le poids le plus élevé (50%) a été donné au tonnage de grandes cultures obtenu par m³ d'eau prélevé (PRODEAU).

MATRICE D'EVALUATION DU GROUPE ARVALIS

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	RETR Midi-Pyrénées						
ROTA <input checked="" type="checkbox"/>		OAD <input checked="" type="checkbox"/>		RET <input checked="" type="checkbox"/>		ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>						
SCT <input type="checkbox"/>												
ALIM <input checked="" type="checkbox"/>	FDOE	Amélioration satisfaisante	10	FDOE	Amélioration satisfaisante	10	FDOE	Amélioration satisfaisante	10	FDOE	Changement peu significatif	10
	PROD	Détérioration gênante	60	PROD	Changement peu significatif	60	PROD	Changement peu significatif	60	PROD	Détérioration gênante	60
	PRODEL	Ne sait pas	15	PRODEL	Changement peu significatif	15	PRODEL	Changement peu significatif	15	PRODEL	Ne sait pas	15
	QUAL	Ne sait pas	15	QUAL	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15	QUAL	Changement peu significatif	15	QUAL	Ne sait pas	15
[Red bar]		[Yellow bar]		[Yellow bar]		[Red bar]						
ECO <input type="checkbox"/>	CATER	Détérioration gênante	13	CATER	Changement peu significatif	13	CATER	Changement peu significatif	13	CATER	Détérioration gênante	13
	INDN	Détérioration gênante	30	INDN	Changement peu significatif	30	INDN	Evolution incertaine, difficile à interpréter	30	INDN	Evolution incertaine, difficile à interpréter	30
	MB	Détérioration gênante	30	MB	Changement peu significatif	30	MB	Amélioration satisfaisante	30	MB	Changement peu significatif	30
	QJA	Amélioration satisfaisante	15	QJA	Changement peu significatif	15	QJA	Changement peu significatif	15	QJA	Changement peu significatif	15
	VALEAU	Amélioration satisfaisante	13	VALEAU	Amélioration satisfaisante	13	VALEAU	Détérioration gênante	13	VALEAU	Changement peu significatif	13
[Red bar]		[Yellow bar]		[Green bar]		[Yellow bar]						
BD <input type="checkbox"/>												
ID <input type="checkbox"/>												
CHGT <input type="checkbox"/>												
AJUST <input type="checkbox"/>	ECARTH	Amélioration satisfaisante	60	ECARTH	Amélioration satisfaisante	60	ECARTH	Changement peu significatif	60	F10DOE	Changement peu significatif	20
	F10DOE	Amélioration satisfaisante	20	F10DOE	Amélioration satisfaisante	20	F10DOE	Changement peu significatif	20	SE	Changement peu significatif	10
	SE	Amélioration satisfaisante	10	SE	Amélioration satisfaisante	10	SE	Amélioration satisfaisante	10	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	10
	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	10	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	10	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	10	ECARTH	Amélioration satisfaisante	60
[Green bar]		[Green bar]		[Yellow bar]		[Green bar]						
KNAT <input type="checkbox"/>												
EQT <input type="checkbox"/>												
EFF <input checked="" type="checkbox"/>	MBDEF	Détérioration gênante	17	MBDEF	Changement peu significatif	17	MBDEF	Amélioration satisfaisante	17	MBDEF	Détérioration gênante	17
	PRODEAU	Amélioration satisfaisante	50	PRODEAU	Amélioration satisfaisante	50	PRODEAU	Détérioration gênante	50	PRODEAU	Changement peu significatif	50
	VALEAU	Amélioration satisfaisante	17	VALEAU	Amélioration satisfaisante	17	VALEAU	Détérioration gênante	17	VALEAU	Changement peu significatif	17
	VDEF	Amélioration satisfaisante	17	VDEF	Amélioration satisfaisante	17	VDEF	Amélioration satisfaisante	17	VDEF	Changement peu significatif	17
[Green bar]		[Green bar]		[Red bar]		[Yellow bar]						
POL <input type="checkbox"/>												

Indicateurs ajoutés par les participants : PRODEL (production en élevage), QUAL (qualité sanitaire et technologique des productions), INDN (indicateur sur l'emploi), ECARTH (Ecart entre les prélèvements réels et les besoins théoriques des cultures).

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Pour ce groupe et sur les critères évalués, un scénario se distingue clairement des autres : le scénario OAD. Ce scénario est le seul à permettre un gain sur certains critères (l'ajustement et l'efficacité) sans que cela se fasse au détriment de l'économie et de la sécurité alimentaire. Les autres scénarios reçoivent des jugements plus contrastés et présentent des « compromis » entre critères.

Le scénario ROTA est le plus contrasté de tous : très performant en termes d'efficacité et d'ajustement, il est en revanche jugé très négativement en termes de sécurité alimentaire et d'économie. Sont en cause la dégradation de la production des grandes cultures et de la santé financière des exploitations.

Le scénario RET apparaît au contraire comme le plus positif en termes d'économie et d'emploi local, et apportant de plus quelques bénéfices en termes d'ajustement et de sécurité alimentaire. Son « point faible » est l'efficacité, car dans ce scénario l'augmentation de la production et de la marge dégagée par les grandes cultures se fait au prix d'une consommation beaucoup plus importante d'eau. On peut cependant supposer, au vu des jugements minoritaires, que ce scénario reste un scénario d'intérêt pour le groupe.

Enfin, le scénario ASSOL est celui qui semble peser le plus sur la sécurité alimentaire, non pas tant du fait de la réduction de l'irrigation mais surtout à cause de la réintroduction de prairies (comment seraient-elles valorisées ?). D'autres aspects négatifs, bien que minoritaires, apparaissent également sur les critères économie et efficacité. Le principal « point fort » de ce scénario est d'améliorer l'ajustement entre offre et demande en eau.

Notons que dans le cours de l'exercice, le groupe a mis au point une règle pour attribuer ses jugements : une variation supérieure à 5% est jugée significative (donc le jugement sera vert ou rouge), et si inférieure à 5%, compte tenu de l'incertitude du modèle, elle sera considérée non-significative (jaune).

3.2. Chambres d'agriculture

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Ce groupe, constitué de trois conseillers en Chambre d'Agriculture et d'un membre du CESBIO, a évalué les scénarios sur 4 critères : la sécurité alimentaire, l'économie et l'emploi local, l'équité, et l'efficacité.

Pour évaluer la pertinence des scénarios en termes de sécurité alimentaire, les participants ont choisi 2 indicateurs, tous deux relatifs à la production agricole (PROD et DIVC). La production des grandes cultures (PROD) a été jugée comme de loin la plus importante (80%) en comparaison avec la diversité des productions.

Pour l'économie et l'emploi local, ce sont aussi avant tout des indicateurs agricoles qui ont été utilisés, et plus particulièrement des indicateurs comptables. Cependant, pour une grande part, les indicateurs issus du livret étaient insuffisants. Ainsi, la marge brute qui était calculée uniquement sur les grandes cultures dans le livret (indicateur MB), a été jugée peu adaptée à la question de l'économie et de l'emploi local. Les participants lui ont préféré un indicateur sur l'ensemble des cultures et à l'échelle des exploitations (MBEA, avec un poids de 65%) qu'ils ont évalué à dire d'experts. Pour refléter les effets sur l'emploi induit par l'activité agricole, ils ont utilisé le chiffre d'affaire issu des grandes cultures sur le territoire (CATER) ainsi qu'un indicateur nouvellement créé, le nombre de salariés agricoles (NBS). Jugées marginales en termes d'économie et d'emploi, les participants ont évalué les effets sur les activités récréatives avec un indicateur de débit, QDETE (2%).

En termes d'équité, les participants ont créé un indicateur composite pour intégrer les différents usages de l'eau (EQUUSAG). Il se compose de QDETE (pour les loisirs), du volume disponible pour l'irrigation (pour l'agriculture), et du volume prélevé pour l'alimentation en eau potable (pour l'usage eau potable, donc). Si le scénario était jugé bénéfique sur au moins deux usages, les participants lui donnaient une appréciation favorable. Autre indicateur essentiel pour eux, le volume déficitaire par rapport au DOE, a été utilisé. Cet indicateur leur a permis d'estimer si l'usage de la ressource tendait vers l'équilibre.

Pour l'efficacité, 5 indicateurs ont été mobilisés. Trois d'entre eux se réfèrent à un rapport entre une valeur agricole et l'hydrologie (MBDEF, VALEAU, RDTEAU), les deux autres s'intéressent à l'utilisation des infrastructures de stockage de l'eau (UTRET et SE). Ainsi, pour ce groupe, être efficace signifie réduire les gaspillages en eau et adapter les moyens (le stockage) aux besoins des agriculteurs.

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE CHAMBRES D'AGRICULTURE

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy			
ROTA <input checked="" type="checkbox"/>		OAD <input checked="" type="checkbox"/>		RET <input checked="" type="checkbox"/>		ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>			
SCT <input type="checkbox"/>									
ALIM <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Changement peu significatif	20	DIVC	Changement peu significatif	20	DIVC	Changement peu significatif	20
	PROD	Evolution incertaine, difficile à interpréter	80	PROD	Changement peu significatif	80	PROD	Changement peu significatif	80
ECO <input checked="" type="checkbox"/>	CATER	Détérioration gênante	15	CATER	Changement peu significatif	15	CATER	Amélioration satisfaisante	15
	MB	Détérioration gênante	8	MB	Changement peu significatif	8	MB	Amélioration satisfaisante	8
	MBEA	Détérioration gênante	65	MBEA	Changement peu significatif	65	MBEA	Amélioration satisfaisante	65
	NBS	Ne sait pas	10	NBS	Ne sait pas	10	NBS	Ne sait pas	10
	QDETE	Changement peu significatif	2	QDETE	Changement peu significatif	2	QDETE	Changement peu significatif	2
BD <input type="checkbox"/>									
ID <input type="checkbox"/>									
CHGT <input type="checkbox"/>									
AJUST <input type="checkbox"/>									
KNAT <input type="checkbox"/>									
EQT <input checked="" type="checkbox"/>	EQUSAG	Changement peu significatif	45	EQUSAG	Changement peu significatif	45	EQUSAG	Amélioration satisfaisante	45
	VDEF	Amélioration satisfaisante	55	VDEF	Amélioration satisfaisante	55	VDEF	Changement peu significatif	55
EFF <input checked="" type="checkbox"/>	MBDEF	Changement peu significatif	40	MBDEF	Changement peu significatif	40	MBDEF	Amélioration satisfaisante	40
	RDTEAU	Changement peu significatif	15	RDTEAU	Amélioration satisfaisante	15	RDTEAU	Changement peu significatif	15
	SE	Changement peu significatif	5	SE	Changement peu significatif	5	SE	Changement peu significatif	5
	UTRET	Changement peu significatif	10	UTRET	Changement peu significatif	10	UTRET	Amélioration satisfaisante	10
	VALEAU	Amélioration satisfaisante	30	VALEAU	Amélioration satisfaisante	30	VALEAU	Détérioration gênante	30
POL <input type="checkbox"/>									

Indicateurs ajoutés par les participants : MBEA (marge brute des exploitations), NBS (nombre de salariés agricoles), EQUSAG (équité entre usages de l'eau), RDTEAU (rendements de l'ensemble des cultures par m³ d'eau prélevé).

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Pour ce groupe et sur les critères évalués, le scénario qui obtient leur préférence est RET. Cela a d'ailleurs été confirmé par les commentaires des participants à la fin de l'atelier. Ce scénario est jugé le plus positif en termes d'économie et d'emploi ainsi qu'en termes d'efficacité (contrebalancé cependant par 30% de jugements négatifs). Il présente également un intérêt non-négligeable sur le plan de l'équité et ne réduit pas la sécurité alimentaire.

Le scénario OAD se positionne en deuxième position pour ce groupe : il améliore l'équité et aussi l'efficacité de l'eau (avec 45% de jugements positifs sur ce critère) sans contreparties de point de vue des autres critères évalués (jugements « jaunes » pour les critères économiques et de sécurité alimentaire).

Le scénario ROTA vient ensuite. Son principal « point fort » est d'améliorer l'équité entre usages de l'eau ; c'est même le meilleur scénario sur ce critère. Cependant, ceci se fait au prix d'une dégradation de l'économie et de l'emploi, et les effets sur la sécurité alimentaire sont jugés incertains, car la baisse de la production en grandes cultures, liée au remplacement du maïs par des cultures ayant des rendements moindres, n'est « pas forcément un problème ».

Enfin, le scénario ASSOL est celui qui pose le plus de problèmes au groupe ; ce scénario n'obtient même aucun jugement positif. Au plan économique, c'est l'un des pires (avec ROTA) et pour la sécurité alimentaire, l'introduction de prairies en remplacement de grandes cultures pose question. Sur le critère d'efficacité, même si les jugements majoritaires sont neutres (jaunes), il existe un fort taux de jugements négatifs, car ce scénario ne permet de rehausser le volume déficitaire que très marginalement comparé à son coût pour les exploitations en grandes cultures.

3.3. Stockage de l'eau pour l'agriculture

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Ce groupe a évalué les scénarios sur 2 critères : la biodiversité et l'économie et l'emploi local.

Pour la biodiversité, les indicateurs se séparent en deux catégories : biodiversité aquatique (QDETE, QHIVER, RESTI, NBRET) considérée comme la plus sensible et donc avec le plus de poids (80%, dont la moitié pour la dynamique des débits en période d'étiage, QDETE), et biodiversité terrestre (DIVC, NBRET, avec une pondération de 10% chacun). Le nombre de retenues (NBRET) est vu comme ayant un impact ambivalent sur la biodiversité : positif pour la biodiversité terrestre (plus de points d'eau pour le gibier, les oiseaux) et négatif pour la biodiversité aquatique (plus de retenues implique plus d'eau interceptée et des discontinuités écologiques).

Les participants ont choisi pour parler d'économie des indicateurs de valeur non-exclusivement « marchande ». Ceci explique que la marge brute des grandes cultures ait un poids plus faible que la diversité culturelle dont la valeur se juge « à plus long terme ». Egalement, les participants ont donné une valeur économique (négative) aux gaspillages (VALEAU) et au déficit hydrique (VDEF), supposant par exemple qu'il devienne un jour possible que les usagers soient amenés à payer les déficits en eau des cours d'eau. Notons que la démographie (indicateur NBEA) est vue comme le premier facteur influençant la vitalité économique du territoire, mais indépendant des changements mis en œuvre dans les scénarios (d'où un poids de 0).



HERON AU BORD D'UN PLAN D'EAU : LE GROUPE RELEVÉ L'EFFET AMBIVALENT DES RETENUES SUR LA BIODIVERSITE (PHOTO INRA)

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE « STOCKAGE D'EAU POUR L'AGRICULTURE »

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy			
ROTA <input checked="" type="checkbox"/>		OAD <input checked="" type="checkbox"/>		RET <input checked="" type="checkbox"/>		ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>			
SCT <input type="checkbox"/>									
ALIM <input checked="" type="checkbox"/>									
ECO <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	40	DIVC	Changement peu significatif	40	DIVC	Détérioration gênante	40
	MB	Détérioration gênante	20	MB	Changement peu significatif	20	MB	Amélioration satisfaisante	20
	VALEAU	Amélioration satisfaisante	20	VALEAU	Amélioration satisfaisante	20	VALEAU	Détérioration gênante	20
	VDEF	Amélioration satisfaisante	20	VDEF	Amélioration satisfaisante	20	VDEF	Changement peu significatif	20
	NBEA	Ne sait pas	0	NBEA	Ne sait pas	0	NBEA	Ne sait pas	0
BD <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	10	DIVC	Changement peu significatif	10	DIVC	Changement peu significatif	10
	NBRETaq	Changement peu significatif	20	NBRETaq	Changement peu significatif	20	NBRETaq	Amélioration satisfaisante	20
	NBRETter	Changement peu significatif	10	NBRETter	Changement peu significatif	10	NBRETter	Détérioration gênante	10
	QDETE	Amélioration satisfaisante	40	QDETE	Amélioration satisfaisante	40	QDETE	Ne sait pas	40
	QHIVER	Ne sait pas	10	QHIVER	Ne sait pas	10	QHIVER	Ne sait pas	10
	RESTI	Amélioration satisfaisante	10	RESTI	Changement peu significatif	10	RESTI	Détérioration gênante	10
ID <input checked="" type="checkbox"/>									
CHGT <input checked="" type="checkbox"/>									
AJUST <input checked="" type="checkbox"/>									
KNAT <input checked="" type="checkbox"/>									
EQT <input type="checkbox"/>									
EFF <input type="checkbox"/>									
POL <input checked="" type="checkbox"/>									

Indicateurs ajoutés par les participants : NBEA (nombre d'exploitations), NBRET (nombre de retenues), QHIVER (effets sur les étiages hivernaux).

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Entre les deux critères qui ont pu être évalués, on n'observe pas de conflit majeur, c'est-à-dire qu'un scénario jugé bon sur le plan de la biodiversité n'implique pas d'être mauvais au plan économique (et vice-versa).

Les scénarios reçoivent globalement peu de jugements négatifs (moins de 20%), à l'exception du scénario ASSOL sur le critère économique. Il obtient 40% de jugements négatifs, lié à la réintroduction de prairies, et 60% de « changements non-significatifs ». En termes de biodiversité, c'est cette même réintroduction des prairies qui est porteuse d'un jugement positif (mais minoritaire).

Le scénario ayant reçu le plus de jugements positifs est le scénario ROTA (60% pour la biodiversité et 80% pour l'économie et l'emploi). Il apparaît comme le scénario préféré par ce groupe. Son unique « point faible » concerne la dégradation de la marge brute des grandes cultures, qui est jugée problématique pour l'économie à court terme seulement. L'un des participants, agriculteur, souligne que la diversification des cultures correspond au plan économique à une « agriculture d'avenir ».

Le scénario OAD est le seul à ne recevoir aucun jugement défavorable, recevant même 40% de jugements positifs sur les deux critères étudiés. Dans les deux cas, c'est la réduction des prélèvements et l'amélioration des débits qui sont à l'origine de cette appréciation positive.

Enfin, le scénario RET fait l'objet d'incertitudes importantes et présente les résultats agrégés les plus difficiles à interpréter, du fait de jugements contradictoires au sein de chaque critère. Sur l'économie, il obtient une appréciation mitigée, car l'augmentation de la marge brute pour les grandes cultures, point positif, se fait au prix d'une surconsommation d'eau (métaphore de l'« open bar » critiquée). Sur la biodiversité, les débats entre participants étaient importants et ils n'ont pu juger des impacts sur les débits (l'été comme l'hiver). Ils ont souligné l'intérêt d'avoir moins de retenues pour le fonctionnement des rivières, mais critiqué la faible restitution de l'eau au milieu.

Ainsi, pour ce groupe et sur les deux critères étudiés, la mise en œuvre de rotations culturales et l'utilisation d'outils d'aide à la décision pour piloter l'irrigation apparaissent comme les leviers les plus prometteurs pour améliorer la gestion quantitative de l'eau.

3.4. Services de l'Etat (échelle départementale)

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Ce groupe, composé de trois personnes du service eau et biodiversité de la DDT et d'une personne de l'AFB, a évalué les scénarios sur 2 critères : la sécurité des populations et la lisibilité de l'action publique. Le critère d'équité les intéressait également, mais ils l'ont trouvé trop difficile à évaluer (manque d'indicateurs ou indicateurs difficiles à interpréter)

Pour le critère de sécurité, les participantes ont mobilisé des indicateurs hydrologiques (QDETE et VDEF) pour évaluer les risques liés au manque d'eau (avec une pondération totale de 60%) et des indicateurs portant sur les pratiques agricoles (DIVC et PHYTO) pour évaluer les risques sur la qualité de l'eau (pondération de 40%). L'indicateur PHYTO, relatif aux pollutions par les produits phytosanitaires et absent du livret d'indicateurs (pas de simulations disponibles), a été évalué à dire d'experts.

En ce qui concerne la lisibilité de l'action publique, les indicateurs choisis renvoient : au respect des normes (DOE) et des orientations réglementaires (diminution des volumes prélevés), à l'utilité de l'irrigation (indicateur VALEAU) ainsi qu'au dimensionnement de l'infrastructure de stockage de l'eau (indicateur UTRET) qui est un « argument en cas de conflit ». Cependant, pour ce dernier indicateur, les participants n'ont pas réussi à se positionner, en raison d'une contradiction qui s'est faite jour dans le cours de l'exercice : demander de réduire les prélèvements implique nécessairement que les retenues seront moins bien utilisées, et donc surdimensionnées. Attribuer un jugement négatif à un scénario du fait d'un faible taux d'utilisation des retenues leur a de fait posé problème.

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE « SERVICES DE L'ÉTAT – ECHELLE DÉPARTEMENTALE »

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy						
		ROTA <input checked="" type="checkbox"/>	OAD <input checked="" type="checkbox"/>	RET <input checked="" type="checkbox"/>	ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>							
SCT <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Changement peu significatif	30	DIVC	Changement peu significatif	30	DIVC	Changement peu significatif	30	DIVC	Changement peu significatif	30
	PHYTO	Amélioration satisfaisante	10	PHYTO	Changement peu significatif	10	PHYTO	Changement peu significatif	10	PHYTO	Changement peu significatif	10
	QDETE	Amélioration satisfaisante	40	QDETE	Amélioration satisfaisante	40	QDETE	Changement peu significatif	40	QDETE	Changement peu significatif	40
	VDEF	Amélioration satisfaisante	20	VDEF	Amélioration satisfaisante	20	VDEF	Changement peu significatif	20	VDEF	Changement peu significatif	20
ALIM <input type="checkbox"/>												
ECO <input type="checkbox"/>												
BD <input type="checkbox"/>												
ID <input type="checkbox"/>												
CHGT <input type="checkbox"/>												
AJUST <input type="checkbox"/>												
KNAT <input type="checkbox"/>												
EQT <input type="checkbox"/>												
EFF <input type="checkbox"/>												
POL <input checked="" type="checkbox"/>	FDOE	Amélioration satisfaisante	40	FDOE	Amélioration satisfaisante	40	FDOE	Changement peu significatif	40	FDOE	Changement peu significatif	40
	PRELBV	Amélioration satisfaisante	15	PRELBV	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15	PRELBV	Amélioration satisfaisante	15	PRELBV	Amélioration satisfaisante	15
	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15	UTRET	Evolution incertaine, difficile à interpréter	15
	VALEAU	Amélioration satisfaisante	10	VALEAU	Amélioration satisfaisante	10	VALEAU	Détérioration gênante	10	VALEAU	Changement peu significatif	10
	PRELEV	Amélioration satisfaisante	20	PRELEV	Amélioration satisfaisante	20	PRELEV	Détérioration gênante	20	PRELEV	Changement peu significatif	20

Indicateurs ajoutés par les participants : PHYTO (pollution par les produits phytosanitaire, pouvant être approximée par l'indice de fréquence de traitement).

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Sur les deux critères de sécurité et de lisibilité de l'action publique, les scénarios ROTA et OAD sont jugés très favorablement, le scénario ROTA recueillant légèrement plus de jugements favorables. Le En effet, sur le critère de sécurité, ce dernier permet est jugé favorable tant sur le plan de la quantité d'eau que sur la qualité de l'eau, alors que le scénario OAD n'apporte d'amélioration que sur le plan quantitatif. De plus, pour le critère de lisibilité de l'action publique, le scénario ROTA permet clairement de réduire la pression sur les milieux (baisse marquée des prélèvements sur toutes les zones irriguées) alors que le scénario OAD entraîne une baisse des prélèvements plus variable en fonction des sous-bassins versants, donc plus difficile à interpréter.

Les scénarios ASSOL et RET sont jugés sans effet sur la sécurité des populations. Le scénario ASSOL est également globalement neutre en termes de lisibilité de l'action publique, car il ne permet pas de réduire l'occurrence des « crises » (franchissement du DOE, FDOE), ni d'améliorer significativement l'efficacité de l'eau en grandes cultures (VALEAU). Il présente cependant l'intérêt de réduire les prélèvements sur les zones non-réalimentées (PRELBV).

Le scénario RET est quant à lui beaucoup plus contrasté sur le plan de la lisibilité de l'action publique. Si la pression de prélèvements est considérablement réduite sur les petits affluents (cf. PRELBV), les prélèvements totaux eux augmentent parallèlement à une diminution de la valorisation de l'eau (le léger gain en marge brute se fait au prix d'une surconsommation d'eau).

Au total, pour ce groupe, on peut ordonner les scénarios dans l'ordre de préférence suivant : ROTA, OAD, ASSOL, RET.

3.5. Services de l'Etat (échelle régionale / bassin)

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Ce groupe, composé de personnes de l'AEAG, la DREAL, la DRAAF et l'AFB, qui interviennent aux échelles régionales ou bassin, a évalué les scénarios sur 3 critères : la sécurité des populations, l'adaptation aux changements exogènes et l'entretien du capital naturel.

Pour le critère de sécurité, les participants ont cherché à évaluer les impacts des scénarios sur l'étiage et sur la qualité de l'eau. Ils ont utilisés des indicateurs directement liés à l'eau (portant sur les débits d'étiage, FDOE et VCN10, et la dynamique des prélèvements, PRELD) pour évaluer l'aspect quantitatif (avec une pondération totale de 60%) et un indicateur agricole (DIVC) comme « proxy » pour l'aspect qualitatif (pondération de 40%).

Les participants ont mobilisé trois indicateurs relatifs au capital naturel : la couverture des sols (COUV), la restitution de l'eau au milieu (RESTI) et les prélèvements par petits bassins versants (PRELBV). La couverture des sols a été ajoutée (indicateur absent du livret), du fait de son importance pour réduire le lessivage des nitrates et de limiter le recours aux herbicides, et ainsi préserver la qualité de l'eau et des sols à long terme.

Enfin, sur l'adaptation aux changements exogènes, le groupe a utilisé des indicateurs de différentes natures pour caractériser à la fois l'état des ressources en eau et la résilience de l'activité agricole. Sur les 5 indicateurs utilisés, 3 concentrent 90% du poids total : la dynamique des prélèvements PRELD (moins on prélève, plus on peut faire face à une ressource moins disponible), la dynamique des débits QDETE (plus de débit permet de relâcher la pression sur les milieux, donc d'atténuer l'impact du changement climatique), et la diversité culturelle DIVC (meilleure résilience de l'activité agricole face à des changements climatiques ou économiques). Ils ont ajouté deux autres indicateurs de faible importance relative : la marge brute des grandes cultures MB (avoir une bonne santé économique est nécessaire pour faire face à des changements futurs) et l'utilisation des retenues UTRET. Pour ce dernier, les participants ont pu évaluer la plupart des scénarios mais ont eu des difficultés d'interprétation dans l'absolu (faut-il avoir des réserves suffisamment importantes ou bien éviter d'intercepter inutilement de l'eau ?).

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE « SERVICES DE L'ÉTAT – ECHELLE REGIONALE »

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy				
		ROTA <input checked="" type="checkbox"/>	OAD <input checked="" type="checkbox"/>	RET <input checked="" type="checkbox"/>	ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>					
SCT <input type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	40	DIVC	Changement peu significatif	40	DIVC	Amélioration satisfaisante	40	
	FDOE	Amélioration satisfaisante	25	FDOE	Amélioration satisfaisante	25	FDOE	Changement peu significatif	25	
	PRELD	Amélioration satisfaisante	10	PRELD	Amélioration satisfaisante	10	PRELD	Evolution incertaine, difficile à interpréter	10	
	VCN10	Amélioration satisfaisante	25	VCN10	Changement peu significatif	25	VCN10	Changement peu significatif	25	
ALIM <input type="checkbox"/>										
ECO <input type="checkbox"/>										
BD <input type="checkbox"/>										
ID <input type="checkbox"/>										
CHGT <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	20	DIVC	Changement peu significatif	20	DIVC	Amélioration satisfaisante	20	
	MB	Evolution incertaine, difficile à interpréter	5	MB	Changement peu significatif	5	MB	Amélioration satisfaisante	5	
	PRELD	Amélioration satisfaisante	35	PRELD	Amélioration satisfaisante	35	PRELD	Détérioration gênante	35	
	QDETE	Amélioration satisfaisante	35	QDETE	Amélioration satisfaisante	35	QDETE	Evolution incertaine, difficile à interpréter	35	
	UTRET	Changement peu significatif	5	UTRET	Changement peu significatif	5	UTRET	Amélioration satisfaisante	5	
AJUST <input type="checkbox"/>										
KNAT <input checked="" type="checkbox"/>	COUV	Amélioration satisfaisante	40	COUV	Changement peu significatif	40	COUV	Amélioration satisfaisante	40	
	PRELBV	Amélioration satisfaisante	30	PRELBV	Amélioration satisfaisante	30	PRELBV	Amélioration satisfaisante	30	
	RESTI	Changement peu significatif	30	RESTI	Changement peu significatif	30	RESTI	Evolution incertaine, difficile à interpréter	30	
EQT <input type="checkbox"/>										
EFF <input type="checkbox"/>										
POL <input type="checkbox"/>										

Indicateurs ajoutés par les participants : COUV (couverture des sols).

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Pur ce groupe, le critère d'adaptation aux changements est celui qui différencie le plus les 4 scénarios, avec deux scénarios jugés positivement (ROTA et OAD), un neutre (ASSOL) et un négativement (RET).

Le scénario ROTA est de loin le scénario préféré. Il recueille une majorité de jugements positifs sur l'ensemble des trois critères évalués et aucun jugement négatif. Sur le critère de sécurité, il est même « 100% positif », permettant d'améliorer conjointement quantité et qualité de l'eau. La seule « déception » de ce scénario est qu'il ne parvient pas à amener une hausse véritablement significative de la quantité d'eau restituée au milieu, jugée importante pour l'entretien du capital naturel.

Les scénarios ASSOL et OAD sont également des scénarios sans points négatifs sur les trois critères étudiés, et avec des intérêts différents. Le scénario ASSOL permet de répondre à l'enjeu de préservation du capital naturel (bien que ne permettant pas, lui non plus, d'améliorer significativement la restitution de l'eau au milieu), tandis que le scénario OAD est jugé positif pour l'adaptation à des changements exogènes en raison de ses effets sur les prélèvements et les débits.

Le scénario RET est celui qui est le plus contesté et celui qui suscite le plus de jugements incertains. Les jugements négatifs sont concentrés sur le critère d'adaptation aux changements, lié à l'augmentation des prélèvements jugée peu compatible avec le changement climatique. Egalement, les participants n'ont pas su statuer si la légère baisse de l'eau restituée au milieu que laisse entrevoir ce scénario représentait ou non un problème à long terme pour le capital « eau ».



LE SCENARIO DE ROTATIONS CULTURALES EST DE LOIN LE SCENARIO LE MIEUX
EVALUE PAR LE GROUPE (PHOTO INRA)

3.6. Associations de protection de la nature et de l'environnement

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Les critères qui ont le plus retenu l'intérêt des participants étaient : préserver la biodiversité, entretenir le capital naturel, nourrir les populations (dans une lecture différente de celle présentée, focalisée sur les populations du territoire), et s'adapter à des changements exogènes. Pour des questions de temps, les scénarios n'ont été évalués que sur les deux premiers critères (biodiversité et capital naturel).

Pour évaluer les impacts des scénarios sur la biodiversité, les participants ont utilisés 3 types d'indicateurs : des indicateurs relatifs à la quantité d'eau (PRELBV, VCN10, QETE, RESTI), un indicateur nouvellement créé relatif à la qualité de l'eau (QLEAU que les participants ont évalué à partir de leurs propres connaissances), un indicateur relatif à la biodiversité terrestre (DIVC). Les participants ont considéré de façon consensuelle que la qualité de l'eau était un élément décisif pour la biodiversité aquatique et lui ont attribué un poids de 50 %. Les indicateurs relatifs à la quantité d'eau ont quant à eux fait l'objet de débats entre les participants, en particulier le débit moyen estival (QETE), ce qui explique qu'il y en ait beaucoup mais avec chacun des poids relativement faibles.

Pour évaluer le capital naturel, Les participants ont choisi des indicateurs relatifs au fonctionnement des sols et au cycle de l'eau. Les indicateurs relatifs aux sols (SOLV et DIVC) représentent les $\frac{3}{4}$ du poids (60% pour SOLV et 15% pour DIVC), ce qui montre que c'est ce compartiment sol qui est considéré comme le plus essentiel pour la durabilité du système à long et très long terme. Les participants ont jugés les impacts des scénarios sur la vie des sols à partir de leurs connaissances, car notre modèle ne rend pas compte de l'effet des scénarios sur les sols. Pour le cycle de l'eau, les participants ont sélectionné un indicateur de prélèvement global (PRELEV) et un de soutien d'étiage (SE). Ainsi, ils rendent compte à la fois du degré d'anthropisation du système (plus il y a de prélèvements et de soutien d'étiage, plus l'hydrologie est éloignée d'un fonctionnement « naturel ») et des effets sur une plus grande échelle spatiale que le seul territoire d'étude (le soutien d'étiage reflétant des impacts sur l'amont du territoire d'étude, les prélèvements rendant compte d'impacts sur le territoire et en aval de celui-ci).

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE « ASSOCIATIONS DE PROTECTION DE LA NATURE ET DE L'ENVIRONNEMENT »

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy						
ROTA <input type="checkbox"/>		OAD <input checked="" type="checkbox"/>		RET <input checked="" type="checkbox"/>		ASSOL <input type="checkbox"/>						
SCT <input checked="" type="checkbox"/>												
ALIM <input checked="" type="checkbox"/>												
ECO <input checked="" type="checkbox"/>												
BD <input type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	20	DIVC	Changement peu significatif	20	DIVC	Changement peu significatif	20	DIVC	Amélioration satisfaisante	20
	PRELBV	Amélioration satisfaisante	10	PRELBV	Changement peu significatif	10	PRELBV	Détérioration gênante	10	PRELBV	Amélioration satisfaisante	10
	QETE	Changement peu significatif	10	QETE	Changement peu significatif	10	QETE	Changement peu significatif	10	QETE	Changement peu significatif	10
	QLEAU	Amélioration satisfaisante	50	QLEAU	Changement peu significatif	50	QLEAU	Evolution incertaine, difficile à interpréter	50	QLEAU	Amélioration satisfaisante	50
	RESTI	Amélioration satisfaisante	5	RESTI	Changement peu significatif	5	RESTI	Changement peu significatif	5	RESTI	Changement peu significatif	5
	VCN10	Amélioration satisfaisante	5	VCN10	Changement peu significatif	5	VCN10	Changement peu significatif	5	VCN10	Changement peu significatif	5
ID <input type="checkbox"/>												
CHGT <input type="checkbox"/>												
AJUST <input checked="" type="checkbox"/>												
KNAT <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC	Amélioration satisfaisante	15	DIVC	Changement peu significatif	15	DIVC	Changement peu significatif	15	DIVC	Amélioration satisfaisante	15
	PRELEV	Amélioration satisfaisante	15	PRELEV	Amélioration satisfaisante	15	PRELEV	Détérioration gênante	15	PRELEV	Changement peu significatif	15
	SE	Amélioration satisfaisante	10	SE	Amélioration satisfaisante	10	SE	Changement peu significatif	10	SE	Changement peu significatif	10
	SOLV	Amélioration satisfaisante	60	SOLV	Evolution incertaine, difficile à interpréter	60	SOLV	Détérioration gênante	60	SOLV	Amélioration satisfaisante	60
EQT <input type="checkbox"/>												
EFF <input type="checkbox"/>												
POL <input type="checkbox"/>												

Indicateurs ajoutés par les participants : QLEAU (Qualité de l'eau), SOLV (Sol vivant)

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Deux scénarios sont mis en exergue par les participants au vu de leur capacité à favoriser la préservation de la biodiversité et à entretenir le capital naturel : les scénarios ASSOL et ROTA.

Le scénario ROTA recueille le plus de jugements positifs, car ses effets sur le fonctionnement des cours d'eau et l'hydrologie sont plus nets que dans le cas du scénario ASSOL. Ainsi, le scénario ROTA est positif « à 90% » en termes de biodiversité et « à 100% » en termes de capital naturel. Cependant, les participants ont fait remarquer que ce scénario nécessitait une réflexion sur les rotations culturales effectivement mise en œuvre et les pratiques qui les accompagnent. Ils ont également regretté que le projet « Bagage » ne soit pas plus abouti afin d'en savoir plus sur les effets sur la qualité des sols et d'aller plus loin dans les pratiques agroécologiques pouvant être mises en œuvre.

Le scénario ASSOL leur semble également très pertinent. Bien que n'ayant a priori que peu d'impact au plan quantitatif, c'est celui qu'ils ont jugé le plus favorable à la qualité des sols (considéré comme le principal facteur d'entretien du capital naturel) et de l'eau et à la biodiversité terrestre (critère biodiversité). Ces appréciations positives sont le fait de la réintroduction de prairies naturelles (rôle d'épuration, écosystème riche, moins de produits phytosanitaires etc.).

Le scénario OAD n'a pas reçu de jugements défavorables, mais sans apporter d'amélioration pour la biodiversité et avec des intérêts relatifs pour le capital naturel. Pour les participants, ce scénario va dans le sens d'une plus grande sobriété dans l'usage de l'eau, mais pas d'une écologisation de l'agriculture. Ses effets sont jugés incertains à long terme pour le capital naturel, car n'amenant pas de changement « en profondeur » des pratiques agricoles et restant même compatible avec une agriculture intensive.

Le scénario RET est le seul à n'avoir reçu aucun jugement favorable : au mieux ses impacts sont jugés insignifiants ou incertains (notamment pour la biodiversité), au pire ils sont jugés défavorables (capital naturel). Sur ce dernier critère, l'essentiel de l'argumentaire porte sur le fait qu'en permettant une augmentation des prélèvements et en favorisant l'agriculture irriguée, ce scénario incite au maintien d'un modèle d'agriculture (intensive) peu respectueux des sols et de la ressource en eau. Sur le plan de la biodiversité, le scénario apparaît en bleu (évolution incertaine) car les participants n'ont pas été capables de statuer sur ses effets sur la qualité de l'eau, l'indicateur ayant le plus de poids. A priori, avoir des retenues déconnectées et concentrées sur certains endroits serait moins impactant pour les rivières ; cependant, ce scénario se traduisant par des prélèvements plus importants, la dynamique des milieux en hiver pourrait être fortement modifiée, avec des conséquences sur la qualité de l'eau et la biodiversité difficiles à évaluer.

3.7. PETR du pays Midi-Quercy

❖ Une première clé de lecture : les indicateurs choisis et leur pondération

Les trois critères retenus par le groupe ont été : soutenir l'économie et l'emploi local, permettre aux activités de s'adapter à des changements exogènes, préserver la biodiversité. Après l'atelier, l'un des participants a apporté par email des précisions sur l'enjeu de biodiversité. En particulier, il a souligné l'existence de site Natura 2000 en bordure du territoire d'étude, en particulier les sites du Causse de Gaussou, des Gorges de l'Aveyron, de la Grésigne, des Serres de Belfort-du-Quercy.

Dans leurs choix d'indicateurs pour l'économie et l'emploi, les participants ont mis l'accent sur la viabilité des exploitations et leurs capacités de transmission, en soulignant qu'il s'agit d'une zone ayant un fort potentiel économique et qui pourrait permettre l'installation de petites exploitations à haute valeur ajoutée. C'est pourquoi ils ont choisi les indicateurs : NBEA (nouvel indicateur, qui n'a pas pu être évalué, avec un poids de 30%), SATIS et MB. Un autre indicateur relatif à l'économie agricole a été utilisé (CAEAU), afin de rendre compte de la valorisation économique de l'eau par l'agriculture. Enfin, pour rendre compte des autres usages, en particulier l'arrivée des canoë-kayaks et la pêche, les participants ont utilisé un indicateur de débit (QDETE), avec un fort pourcentage (30%).



LE GROUPE ACCORDE UN POIDS IMPORTANT AUX USAGES NON-AGRIcoles DE L'EAU POUR L'ECONOMIE LOCALE

Les participants ont choisi 4 indicateurs pour parler d'adaptation aux changements: 3 s'intéressant au changement climatique et à la baisse de la ressource (PRELEV, SE, VALEAU) et 1 pour l'adaptation aux changements économiques (DIVC). Le plus grand poids (40%) a été attribué aux volumes d'eau prélevés (PRELEV), signe qu'il s'agit pour eux du principal levier d'adaptation. Ils ont également mentionné, dans la discussion, l'importance des changements réglementaires, qui peuvent être contradictoires avec des transitions vers des systèmes agricoles « plus sobres ».

Pour évaluer les impacts des scénarios sur la biodiversité, les participants ont choisi trois indicateurs : nombre de jours sous le DOE (FDOE) et VCN10 (qui reflète la sévérité de l'étiage) pour rendre compte des impacts sur la biodiversité aquatique ; diversité des cultures (DIVC) pour rendre compte des impacts sur la biodiversité terrestre. Les participants ont alloué le même poids à la biodiversité aquatique et terrestre (50%).

MATRICE D'ÉVALUATION DU GROUPE « PETR MIDI-QUERCY »

Arvalis	Chambres d'agriculture	Services de l'Etat - niveau département	Services de l'Etat - niveau région	associations de protection de l'environnement	Stockage et gestion de l'eau pour l'agriculture	PETR Midi-Quercy		
ROTA <input checked="" type="checkbox"/>		OAD <input checked="" type="checkbox"/>		RET <input checked="" type="checkbox"/>		ASSOL <input checked="" type="checkbox"/>		
SCT <input type="checkbox"/>								
ALIM <input type="checkbox"/>								
ECO <input checked="" type="checkbox"/>	CAEAU Amélioration satisfaisante	13	CAEAU Amélioration satisfaisante	13	CAEAU Détérioration gênante	13	CAEAU Changement peu significatif	13
	MB Détérioration gênante	13	MB Changement peu significatif	13	MB Amélioration satisfaisante	13	MB Changement peu significatif	13
	NBEA Ne sait pas	30	NBEA Ne sait pas	30	NBEA Ne sait pas	30	NBEA Ne sait pas	30
	QDETE Amélioration satisfaisante	30	QDETE Amélioration satisfaisante	30	QDETE Changement peu significatif	30	SATIS Changement peu significatif	13
	SATIS Changement peu significatif	13	SATIS Changement peu significatif	13	SATIS Amélioration satisfaisante	13	QDETE Changement peu significatif	30
BD <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC Amélioration satisfaisante	50	DIVC Changement peu significatif	50	DIVC Changement peu significatif	50	DIVC Amélioration satisfaisante	50
	FDOE Amélioration satisfaisante	25	FDOE Amélioration satisfaisante	25	FDOE Changement peu significatif	25	FDOE Changement peu significatif	25
	VCN10 Amélioration satisfaisante	25	VCN10 Amélioration satisfaisante	25	VCN10 Changement peu significatif	25	VCN10 Changement peu significatif	25
ID <input checked="" type="checkbox"/>								
CHGT <input checked="" type="checkbox"/>	DIVC Amélioration satisfaisante	20	DIVC Changement peu significatif	20	DIVC Changement peu significatif	20	DIVC Amélioration satisfaisante	20
	PRELEV Amélioration satisfaisante	40	PRELEV Amélioration satisfaisante	40	PRELEV Détérioration gênante	40	PRELEV Amélioration satisfaisante	40
	SE Amélioration satisfaisante	20	SE Amélioration satisfaisante	20	SE Changement peu significatif	20	SE Changement peu significatif	20
	VALEAU Amélioration satisfaisante	20	VALEAU Amélioration satisfaisante	20	VALEAU Détérioration gênante	20	VALEAU Changement peu significatif	20
AJUST <input checked="" type="checkbox"/>								
KNAT <input type="checkbox"/>								
EQT <input checked="" type="checkbox"/>								
EFF <input checked="" type="checkbox"/>								
POL <input checked="" type="checkbox"/>								

Indicateurs ajoutés par les participants : NBEA (Nombre d'exploitations agricoles)

❖ Une deuxième clé de lecture : les jugements

Pour ce groupe et sur l'ensemble des trois critères étudiés, le seul scénario à être à chaque fois jugé majoritairement favorable est le scénario ROTA. Il l'est encore plus nettement sur la préservation de la biodiversité et l'adaptation aux changements (positif sur tous les points), en comparaison avec le critère économique. Sur ce dernier critère, ce scénario est beaucoup plus nuancé : positif pour les usages non-agricoles et la valorisation de l'eau ; et négatif pour la marge brute dégagée par les grandes cultures.

Le scénario OAD est également un scénario d'intérêt pour les participants, bien que moins clairement favorable à la biodiversité et à l'adaptation aux changements. Sur ces deux critères, il « pêche » par absence de diversification des cultures. C'est de plus un scénario qui n'a reçu aucune appréciation défavorable ; notamment, ses effets positifs en matière d'économie n'ont pas de pendant défavorable.

Le scénario ASSOL présente comme avantages premiers de réduire les prélèvements et de réimplanter des prairies permanentes ; par conséquent, il est jugé satisfaisant en termes d'adaptation au changement climatique et ayant un intérêt non-négligeable pour la biodiversité (50% de jugements favorables).

Le scénario RET est celui qui a reçu le plus de jugements défavorables, liés à l'augmentation des prélèvements d'eau et à la baisse de la valorisation économique de cette ressource. Au total, les participants le juge peu pertinent pour s'adapter aux changements exogènes, bien qu'ayant des intérêts certains pour l'économie agricole (bien que minoritaires, il recueille 26% de jugements « verts » pour le critère économique).

4. Les résultats des évaluations « par scénario »

4.1. Vue d'ensemble

Les jugements agrégés font ressortir deux scénarios : le scénario de « ROTA » qui est de loin celui qui a obtenu le plus de jugements favorables et le scénario « OAD » qui n'a reçu aucun jugement défavorable. La représentation détaillée (p 42), qui fait apparaître les jugements minoritaires, permet de nuancer ces résultats. En particulier, elle permet de montrer que les scénarios « ASSOL » et « ROTA » présentent des patrons très différents : le premier exhibe des jugements très contrastés entre critères et entre groupes d'acteurs, tandis que le second montre une grande diversité de jugements pour un même groupe d'acteurs et un même critère (les cases sont « bariolées »). Ceci signifie que pour le scénario « RET » des arguments « pour » et « contre » cohabitent au sein d'un même argumentaire, et que le jugement agrégé à l'échelle du groupe est très sensible au poids accordé à chacun des indicateurs.

Notons que les résultats qui apparaissent dans les matrices d'évaluation sont éminemment contingents des groupes d'acteurs ayant participé (ainsi ne sont pas représentés les agriculteurs locaux, les industriels, les pêcheurs, ni les associations de consommateurs...) et ne peuvent donc pas être vus comme représentatifs de l'état de l'opinion. Par ailleurs, les contraintes de temps font que la matrice reste incomplète : de nombreuses cases sont laissées blanches. Des comparaisons partielles peuvent être faites entre les préférences des groupes, dans la mesure où les critères évalués sont ceux qu'un groupe a considérés comme les plus importants. Cependant, la composition interne des groupes a beaucoup joué sur la hiérarchisation des critères, donc ceux effectivement évalués. En conséquence, les matrices d'évaluation « par scénario » permettent surtout d'identifier ce qui est perçu comme une force / une faiblesse d'un scénario et de mettre le doigt sur des points de débat.



PAYSAGE AUTOUR DU LAC DU TORDRE : LES RETENUES SUSCITENT DES JUGEMENTS CONTRASTES A L'INTERIEUR D'UN MEME GROUPE.

MATRICE D'ÉVALUATION DU SCENARIO « ROTATIONS CULTURALES » (ROTA)

	Arvalis	Chambres d.	Services d.	Services d.	associatio.	Stockage s.	PETR Midi...
SCT			DVV Changement peu significatif 30 FMYTO Amélioration satisfaisante 10 QDETE Amélioration satisfaisante 40 VDEF Amélioration satisfaisante 20	DVV Amélioration satisfaisante 40 FDOE Amélioration satisfaisante 25 PRELO Amélioration satisfaisante 10 VCN10 Amélioration satisfaisante 25			
ALM	FDOE Amélioration satisfaisante 10 PROD Détérioration gênante 40 PRODL Ne sait pas 15 QUAL Ne sait pas 15						
ECO	CATER Détérioration gênante 13 INDN Détérioration gênante 20 MB Détérioration gênante 30 QIA Amélioration satisfaisante 15 VALESJ Amélioration satisfaisante 13	CATER Détérioration gênante 15 MB Détérioration gênante 8 MBEA Détérioration gênante 65 NBS Ne sait pas 10 QDETE Changement peu significatif 2				DVV Amélioration satisfaisante 40 MB Détérioration gênante 20 VALEAU Amélioration satisfaisante 20 VDEF Amélioration satisfaisante 25 MBEA Ne sait pas 0	CABUJ Amélioration satisfaisante 13 MB Détérioration gênante 13 NBEA Ne sait pas 30 QDETE Amélioration satisfaisante 20 SATIS Changement peu significatif 13
BD					DVV Amélioration satisfaisante 20 PRELEV Amélioration satisfaisante 10 QDETE Changement peu significatif 10 QLEAU Amélioration satisfaisante 50 RESTI Amélioration satisfaisante 5 VCN10 Amélioration satisfaisante 5	DVV Amélioration satisfaisante 10 MBRETAq Changement peu significatif 20 MBRETLer Changement peu significatif 10 QDETE Amélioration satisfaisante 40 QMIVZ Ne sait pas 10 RESTI Amélioration satisfaisante 10	DVV Amélioration satisfaisante 30 FDOE Amélioration satisfaisante 25 VCN10 Amélioration satisfaisante 25
TO							
CHAT				DVV Amélioration satisfaisante 20 MB Evolution incertaine, difficile à interpréter 5 PRELO Amélioration satisfaisante 35 QDETE Amélioration satisfaisante 20 UTRET Changement peu significatif 5			DVV Amélioration satisfaisante 20 PRELEV Amélioration satisfaisante 40 SE Amélioration satisfaisante 20 VALEAU Amélioration satisfaisante 20
AJUST	ECARTH Amélioration satisfaisante 60 FLOOE Amélioration satisfaisante 20 SE Amélioration satisfaisante 10 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 10						
KNAT				COUV Amélioration satisfaisante 40 PRELEV Amélioration satisfaisante 30 RESTI Changement peu significatif 30	DVV Amélioration satisfaisante 15 PRELEV Amélioration satisfaisante 15 SE Amélioration satisfaisante 10 SOLV Amélioration satisfaisante 60		
EQT		EQUAG Changement peu significatif 45 VDEF Amélioration satisfaisante 55					
EFF	MBDEF Détérioration gênante 17 PRODEAU Amélioration satisfaisante 50 VALEAU Amélioration satisfaisante 17 VDEF Amélioration satisfaisante 17	MBDEF Changement peu significatif 40 RDTEAU Changement peu significatif 15 SE Changement peu significatif 5 UTRET Changement peu significatif 10 VALEAU Amélioration satisfaisante 30					
POL			FDOE Amélioration satisfaisante 40 PRELEV Amélioration satisfaisante 15 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 15 VALEAU Amélioration satisfaisante 10 PRELEV Amélioration satisfaisante 20				

MATRICE D'ÉVALUATION DU SCENARIO « PILOTAGE DE L'IRRIGATION AUTOMATISÉ » (OAD)

Année	Chambres d.	Services d.	Services d.	associati.	Stockage	RETA Méti...
SCT		DIVC Changement peu significatif 30 PHYTO Changement peu significatif 10 QDETE Amélioration satisfaisante 40 VDEF Amélioration satisfaisante 20	DIVC Changement peu significatif 40 FDOE Amélioration satisfaisante 25 PRELD Amélioration satisfaisante 10 VCN10 Changement peu significatif 25			
ALN	FDOE Amélioration satisfaisante 10 PROCO Changement peu significatif 60 PRODEL Changement peu significatif 15 QUAL Evolution incertaine, difficile à interpréter 15	DIVC Changement peu significatif 20 PROD Changement peu significatif 60				
ECO	CATER Changement peu significatif 13 INDN Changement peu significatif 20 MS Changement peu significatif 30 QJA Changement peu significatif 15 VALEAU Amélioration satisfaisante 13	CATER Changement peu significatif 15 MD Changement peu significatif 5 NBEA Changement peu significatif 65 NBS Ne sait pas 10 QDETE Changement peu significatif 2			DIVC Changement peu significatif 40 MD Changement peu significatif 20 VALEAU Amélioration satisfaisante 20 VDEF Amélioration satisfaisante 20 NBEA Ne sait pas 0	CAEAU Amélioration satisfaisante 13 MB Changement peu significatif 13 NBEA Ne sait pas 30 QDETE Amélioration satisfaisante 30 SATE Changement peu significatif 13
BD				DIVC Changement peu significatif 20 PRELVB Changement peu significatif 10 QETE Changement peu significatif 10 QLEAU Changement peu significatif 20 RESTL Changement peu significatif 5 VCN10 Changement peu significatif 5	DIVC Changement peu significatif 10 NBEAq Changement peu significatif 20 NDETEr Changement peu significatif 10 QDETE Amélioration satisfaisante 40 QHVER Ne sait pas 10 RESTL Changement peu significatif 10	DIVC Changement peu significatif 60 FDOE Amélioration satisfaisante 25 VCN10 Amélioration satisfaisante 25
ID						
CHU			DIVC Changement peu significatif 20 MB Changement peu significatif 5 PRELD Amélioration satisfaisante 25 QUEIE Amélioration satisfaisante 25 UTRET Changement peu significatif 5			DIVC Changement peu significatif 20 PRELEV Amélioration satisfaisante 40 SE Amélioration satisfaisante 20 VALEAU Amélioration satisfaisante 20
AJUST	ECARTH Amélioration satisfaisante 60 F1ODOE Amélioration satisfaisante 20 SE Amélioration satisfaisante 10 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 10					
KNAT			COUV Changement peu significatif 40 PRELEV Amélioration satisfaisante 30 RESTI Changement peu significatif 30	DIVC Changement peu significatif 15 PRELEV Amélioration satisfaisante 15 SE Amélioration satisfaisante 10 SOLV Evolution incertaine, difficile à interpréter 60		
EQT		EQUASG Changement peu significatif 45 VDEF Amélioration satisfaisante 55				
EFF	MBDEF Changement peu significatif 17 PRODEAU Amélioration satisfaisante 50 VALEAU Amélioration satisfaisante 17 VDEF Amélioration satisfaisante 17	MBDEF Changement peu significatif 40 RDEAU Amélioration satisfaisante 15 SE Changement peu significatif 5 UTRET Changement peu significatif 10 VALEAU Amélioration satisfaisante 30				
POL			FDOE Amélioration satisfaisante 40 PRELEV Evolution incertaine, difficile à interpréter 15 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 15 VALEAU Amélioration satisfaisante 10 PRELEV Amélioration satisfaisante 20			

MATRICE D'ÉVALUATION DU SCENARIO « REDUCTION DE LA SOLE IRRIGUEE » (ASSOL)

	Arvals	Chambres d.	Services d.	Services d.	associatio.	Storkage s.	PETR Mid-
SCT			DIVC Changement peu significatif 30 PHYTO Changement peu significatif 10 QDETE Changement peu significatif 40 VDBF Changement peu significatif 20	DIVC Amélioration satisfaisante 40 FDOE Changement peu significatif 25 FRELD Changement peu significatif 10 VCN10 Changement peu significatif 25			
ALIV	FDOE Changement peu significatif 10 PROD Détérioration gênante 60 PRODEL Ne sait pas 15 QUAL Ne sait pas 15						
ECO	CATER Détérioration gênante 13 INDN Evolution incertaine, difficile à interpréter 30 MB Changement peu significatif 30 QJA Changement peu significatif 15 VALEAU Changement peu significatif 13	DIVC Changement peu significatif 30 PROD Evolution incertaine, difficile à interpréter 80					
BD					DIVC Amélioration satisfaisante 20 PRELEV Amélioration satisfaisante 10 QDETE Changement peu significatif 10 QLEAU Amélioration satisfaisante 50 RESTI Changement peu significatif 5 VCN10 Changement peu significatif 5	DIVC Détérioration gênante 40 MB Changement peu significatif 20 VALEAU Changement peu significatif 20 VDBF Changement peu significatif 20 NBBA Ne sait pas 0	CABAU Changement peu significatif 13 MB Changement peu significatif 13 NBBA Ne sait pas 30 SATIS Changement peu significatif 13 QDETE Changement peu significatif 30
ID							
CHGT				DIVC Amélioration satisfaisante 20 MB Changement peu significatif 5 PRELD Changement peu significatif 35 QDETE Changement peu significatif 35 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 5			DIVC Amélioration satisfaisante 20 PRELEV Amélioration satisfaisante 40 SE Changement peu significatif 10 VALEAU Changement peu significatif 20
AJUST	F10DOE Changement peu significatif 20 SE Changement peu significatif 10 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 10 BCARTH Amélioration satisfaisante 60						
KNAT				COUV Amélioration satisfaisante 40 PRELEV Amélioration satisfaisante 30 RESTI Changement peu significatif 30	DIVC Amélioration satisfaisante 15 PRELEV Changement peu significatif 15 SE Changement peu significatif 10 SOLV Amélioration satisfaisante 60		
EQT		EQUAG Changement peu significatif 45 VDEF Changement peu significatif 55					
EFF	MBDEF Détérioration gênante 17 PRODEAU Changement peu significatif 50 VALEAU Changement peu significatif 17 VDEF Changement peu significatif 17	MBDEF Détérioration gênante 40 RDTEAU Changement peu significatif 15 SE Changement peu significatif 5 UTRET Changement peu significatif 10 VALEAU Changement peu significatif 30					
POL			FDOE Changement peu significatif 40 PRELEV Amélioration satisfaisante 15 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 15 VALEAU Changement peu significatif 10 PRELEV Changement peu significatif 20				

MATRICE D'ÉVALUATION DU SCENARIO « MISE EN COMMUN DES CAPACITES DE STOCKAGE D'EAU » (RET)

	Arvalis	Chamores d...	Services d...	Services d...	associatio...	Stockage s...	FERMI Mid...
SCT			DIVC Changement peu significatif 30 PHYTO Changement peu significatif 10 QOBEI Changement peu significatif 40 VDEF Changement peu significatif 20	DIVC Changement peu significatif 60 FDOE Changement peu significatif 25 PRELD Evolution incertaine, difficile à interpréter 10 VCN10 Changement peu significatif 25			
ALM	FDOE Amélioration satisfaisante 10 PROD Changement peu significatif 60 PRODEL Changement peu significatif 15 QUAL Changement peu significatif 15	DIVC Changement peu significatif 20 PROD Changement peu significatif 80					
ECO	CATER Changement peu significatif 13 ENDN Evolution incertaine, difficile à interpréter 30 MB Amélioration satisfaisante 30 OJA Changement peu significatif 15 VALLEAU Déterioration gênante 13	CATER Amélioration satisfaisante 15 MB Amélioration satisfaisante 5 NDDA Amélioration satisfaisante 60 NDS Ne sait pas 10 QOETE Changement peu significatif 2				DIVC Changement peu significatif 40 MB Amélioration satisfaisante 20 VALLEAU Déterioration gênante 30 VDEF Changement peu significatif 20 NDDA Ne sait pas 5	CAGEAU Déterioration gênante 13 MB Amélioration satisfaisante 13 NDDA Ne sait pas 30 QOETE Changement peu significatif 30 SATTIS Amélioration satisfaisante 13
RD					DIVC Changement peu significatif 20 PRELBY Déterioration gênante 10 QETE Changement peu significatif 10 QLEAU Evolution incertaine, difficile à interpréter 50 RESTI Changement peu significatif 5 VCN10 Changement peu significatif 5	DIVC Changement peu significatif 10 NBRSTaq Amélioration satisfaisante 20 NBRSTta Déterioration gênante 10 QOETE Ne sait pas 40 QHIVER Ne sait pas 10 RESTI Déterioration gênante 10	DIVC Changement peu significatif 50 FDOE Changement peu significatif 25 VCN10 Changement peu significatif 25
ID							
CHGT				DIVC Changement peu significatif 20 MB Amélioration satisfaisante 5 PRELD Déterioration gênante 15 QOETE Evolution incertaine, difficile à interpréter 35 UTRET Amélioration satisfaisante 5			DIVC Changement peu significatif 20 PRELEV Déterioration gênante 40 SE Changement peu significatif 30 VALEAU Déterioration gênante 20
AJUST	ECARTH Changement peu significatif 60 F10DOE Changement peu significatif 20 SE Amélioration satisfaisante 10 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 10						
KNAT				COUV Changement peu significatif 40 PRELBY Amélioration satisfaisante 30 RESTI Evolution incertaine, difficile à interpréter 30	DIVC Changement peu significatif 15 PRELEV Déterioration gênante 15 SE Changement peu significatif 10 SOLV Déterioration gênante 60		
EQT		EQUAG Amélioration satisfaisante 45 VDEF Changement peu significatif 55					
EFF	MBDEF Amélioration satisfaisante 17 PRODEAU Déterioration gênante 50 VALEAU Déterioration gênante 17 VDEF Amélioration satisfaisante 17	MBDEF Amélioration satisfaisante 40 RDTEAU Changement peu significatif 15 SE Changement peu significatif 5 UTRET Amélioration satisfaisante 10 VALEAU Déterioration gênante 30					
POL			FDOE Changement peu significatif 40 PRELBY Amélioration satisfaisante 15 UTRET Evolution incertaine, difficile à interpréter 15 VALEAU Déterioration gênante 10 PRELEV Déterioration gênante 20				

DETAIL DES JUGEMENTS POUR LE SCENARIO ROTA

	Arvalis	Chambres Agri	Services Etat (dpt)	Services Etat (reg.)	Environnement	Stockage eau	PETR Midi-Quercy
SCT							
ALIM							
ECO							
BD							
ID							
CHGT							
AJUST							
KNAT							
EQT							
EFF							
POL							

DETAIL DES JUGEMENTS POUR LE SCENARIO OAD

	Arvalis	Chambres Agri	Services Etat (dpt)	Services Etat (reg.)	Environnement	Stockage eau	PETR Midi-Quercy
SCT							
ALIM							
ECO							
BD							
ID							
CHGT							
AJUST							
KNAT							
EQT							
EFF							
POL							

DETAIL DES JUGEMENTS POUR LE SCENARIO ASSOL

	Arvalis	Chambres Agri	Services Etat (dpt)	Services Etat (reg.)	Environnement	Stockage eau	PETR Midi-Quercy
SCT							
ALIM							
ECO							
BD							
ID							
CHGT							
AJUST							
KNAT							
EQT							
EFF							
POL							

DETAIL DES JUGEMENTS POUR LE SCENARIO RET

	Arvalis	Chambres Agri	Services Etat (dpt)	Services Etat (reg.)	Environnement	Stockage eau	PETR Midi-Quercy
SCT							
ALIM							
ECO							
BD							
ID							
CHGT							
AJUST							
KNAT							
EQT							
EFF							
POL							

4.2. Scénario « rotations culturales »

❖ Ses forces

Pour les participants à l'évaluation et sur les critères qu'ils ont évalués, ce scénario est **celui qui obtient, de loin, le plus de jugements favorables**. Pour 5 des 7 groupes d'acteurs (services de l'Etat-département, services de l'Etat-région, environnement, stockage de l'eau pour l'agriculture, PETR), c'est le scénario le mieux noté de tous. Il est d'ailleurs majoritairement « vert » (donc positif) sur tous leurs critères d'évaluation. Sur le plan des critères d'évaluation, ce scénario est celui qui obtient les meilleures appréciations pour la sécurité des populations, la biodiversité, l'adaptation aux changements, l'ajustement offre-demande (ex-aequo avec OAD), le capital naturel, l'équité (ex-aequo avec OAD) et la lisibilité de l'action publique.

Cette prépondérance des jugements « verts » s'explique d'abord par le fait que ce scénario permet de réduire les prélèvements et d'atténuer l'étiage de l'Aveyron, mais aussi parce que les participants jugent la diversification des cultures comme une pratique écologique et efficiente (favorable à la biodiversité terrestre, permettant de réduire les intrants chimiques, de mieux valoriser les ressources en eau...). Cependant, certains ont fait remarquer qu'une réflexion sur les cultures insérées dans la rotation et les pratiques qui les accompagnent (cultures intermédiaires, travail du sol) pourraient permettre d'approfondir les bénéfices environnementaux des rotations culturales.

❖ Ses faiblesses

Le scénario de rotations culturales est critiqué aux plans de la sécurité alimentaire, de l'économie et de l'emploi. Pour les acteurs qui ont exprimé ces critiques, le problème réside dans la baisse de production des grandes cultures (liée au remplacement du maïs par des cultures moins productives) et la dégradation du chiffre d'affaire qui impacte l'ensemble de la filière, en plus de la réduction des marges des agriculteurs. Par conséquent, sur ce scénario, une ligne de clivage entre les acteurs de la profession agricole (Chambres d'agriculture en premier lieu, et ARVALIS), qui se sont intéressés aux critères de sécurité alimentaire et de l'économie, et les autres se fait jour.



LE REMPLACEMENT DU MAÏS PAR DES CULTURES MOINS PRODUCTIVES EST JUGE PROBLEMATIQUE POUR LA SECURITE ALIMENTAIRE (PHOTO INRA)

❖ Les zones de débat

Pour le critère économique, la matrice met en évidence une divergence entre les acteurs de la profession agricole (CA et ARVALIS), qui émettent des jugements majoritairement défavorables, et les gestionnaires de retenues pour l'agriculture et le PETR, qui attribuent au scénario de rotations culturales des jugements majoritairement positifs.

Cette divergence s'explique par les indicateurs employés et les poids associés à ces indicateurs : pour la profession agricole, ce sont avant tout des indicateurs reflétant la santé financière des exploitations agricoles qui sont mis en avant, alors que ceux-ci occupent une place moins importante dans l'argumentaire des deux autres groupes. Ces deux groupes valorisent davantage l'importance économique des usages non-agricoles de l'eau (poids de 20 – 30% accordés à des indicateurs hydrologiques); de plus, le groupe « stockage de l'eau pour l'agriculture » fait de la diversité culturale son indicateur le plus important (poids de 40%), considérant qu'il s'agit là d'un levier fondamental pour une agriculture « d'avenir ». Ainsi, le débat s'articule autour du rôle économique des différents usages de l'eau (activité agricole prépondérante vs un usage parmi d'autres) et autour de deux temporalités (court - moyen terme vs long terme).



LES CULTURES DE MAÏS – SEMENCE, OBJETS
DE DEBATS (PHOTO INRA)

Le scénario de rotations culturales, qui réduit de 75% la surface dédiée à la multiplication de semences de maïs (car insérées dans les rotations), introduit un débat sur le rôle des semences. Ce débat n'apparaît pas tant dans les indicateurs utilisés ou les jugements mais dans les commentaires qui les accompagnent. Si les semences sont vues par la profession agricole comme un facteur de dynamisme agricole, qui permet à des exploitations de taille réduite de se maintenir, les associations environnementalistes ont critiqué ces cultures sur le plan de la biodiversité, de la qualité des sols et de l'eau, arguant qu'elles nécessitent beaucoup d'intrants chimiques.

4.3. Scénario « pilotage de l'irrigation automatisé »

❖ Ses forces

Le plus grande force de ce scénario est de ne dessiner aucune ligne de compromis entre critère, au vu des jugements des acteurs. Ceci signifie que les améliorations attribuées à ce scénario sur certains critères ne se font pas au prix de régressions sur d'autres critères. Ce scénario apparaît comme le meilleur sur 3 critères : l'efficacité, l'équité (ex-aequo avec ROTA), l'ajustement entre offre et demande en eau (ex-aequo avec ROTA). Comme ce scénario permet de réduire fortement les prélèvements et de rehausser les débits de l'Aveyron pendant l'étiage, il est également jugé positif en termes d'adaptation aux changements, de lisibilité de l'action publique, et de sécurité des populations.

Une autre force de ce scénario est d'être consensuel : aucun groupe de lui attribue de jugement négatif. Au mieux il est apprécié, au pire les acteurs le trouvent peu utile. Les groupes qui attribuent au scénario OAD les meilleurs jugements sont ARVALIS (il s'agit de leur scénario « préféré » au vu des critères évalués), les chambres d'agriculture, les services de l'Etat (département et région) et le PETR Midi-Quercy (pour ces 4 autres groupes, il s'agit du scénario qui occupe la deuxième place dans leurs préférences). De plus, ce scénario apparaît comme le plus « rassurant » aux yeux des acteurs (peu de jugements « bleu » et « blancs » en comparaison avec les autres scénarios), en particulier pour les acteurs de la profession agricole.

❖ Ses faiblesses

Les intérêts de ce scénario sont centrés sur des aspects « quantitatifs » : la baisse des prélèvements, la baisse des débits, l'amélioration de l'efficacité de l'eau. Or, pour certains acteurs, le seul levier quantitatif est insuffisant pour répondre aux enjeux du territoire. C'est notamment le cas du groupe environnement qui ne lui trouve quasi-aucun intérêt pour la biodiversité et l'entretien du capital naturel (les critères qu'il a évalués), car n'amenant pas la refonte profonde des pratiques agricoles que ce groupe appelle de ses vœux.

❖ Les zones de débat

L'effet rebond

Lorsqu'une innovation technologique permet de réaliser des économies (d'énergie, d'eau, de consommables, de temps...), alors les comportements peuvent évoluer et entraîner une plus forte demande. Par exemple, si l'on se dote d'ampoules à basse consommation, on peut perdre l'habitude d'éteindre la lumière (cela devient moins « grave ») ou en profiter pour acheter de nouveaux luminaires. La consommation d'électricité, au lieu de diminuer, peut alors progresser. Il en va de même pour l'irrigation : si irriguer un ha de maïs nécessite moins d'eau (grâce à de nouveaux outils de pilotage, de nouvelles variétés, un matériel d'irrigation plus performant...), alors il peut y avoir un nouvel intérêt à irriguer.

Si les matrices d'évaluation ne révèlent pas à proprement parler de zone de friction, avec des jugements positifs et négatifs portés par des acteurs différents, le scénario OAD n'en est pas moins ambivalent. Les jugements positifs, ainsi que mentionné plus haut, sont le fait de trois phénomènes : gain d'efficacité, baisse des prélèvements, hausse des débits. Ces trois phénomènes sont liés dans le modèle de la façon suivante : l'irrigation, grâce aux OAD, est pilotée au plus près des besoins des plantes ; ceci permet à l'agriculteur d'utiliser moins d'eau pour obtenir les mêmes rendements (meilleure efficacité) ; il économise donc de l'eau sur ses parcelles, ce qui, cumulé à l'échelle du territoire, permet une baisse massive des prélèvements, et *in fine* une amélioration du débit de l'Aveyron. Or, il a été montré qu'un gain d'efficacité ne se traduit pas nécessairement par une réduction de l'utilisation des ressources ; même, une meilleure efficacité peut entraîner une consommation accrue de ces ressources par « effet rebond ».

Aussi, pour les acteurs pour qui l'important est de mieux valoriser l'eau prélevée, le scénario OAD resterait positif même en cas d'effet rebond. Cependant, pour les acteurs qui justifient leurs appréciations positives par la baisse généralisée des prélèvements et l'amélioration des débits d'étiage, l'effet rebond pourrait faire basculer leurs jugements. Ainsi, le consensus sur le scénario OAD est relativement fragile, et ne tient que dans la mesure où la meilleure valorisation de l'eau se traduit effectivement par une baisse de la consommation d'eau et non pas par une augmentation des surfaces irriguées.



LE CONSENSUS SUR LES OAD S'EFFRITERAIT SI, PAR EFFET REBOND, LA CONSOMMATION D'EAU AUGMENTAIT (PHOTO WIKIMEDIA COMMONS)

4.4. Scénario « réduction de la sole irriguée »

❖ Ses forces

Ce scénario est l'un des plus apprécié sur le critère d'entretien du capital naturel. Au-delà de la réduction des prélèvements, c'est la réintroduction de prairies qui jugée particulièrement positive car elle permet d'avoir des sols couverts en permanence, davantage « vivants » et favorisant l'infiltration de l'eau. Le scénario est également reçu favorablement en termes de biodiversité, d'ajustement et d'adaptation aux changements, bien que l'absence d'effet sur les débits aux points de mesure ne permette pas une approbation plus franche sur ces critères (les effets sont plus localisés). Assez logiquement donc, les groupes d'acteurs ayant évalué en priorité ces critères-ci lui portent des jugements favorables, en premier lieu le groupe « environnement ».

❖ Ses faiblesses

A l'instar du scénario ROTA, ce scénario est l'objet de critiques sur le plan de la sécurité alimentaire, du fait d'une diminution de la production en grandes cultures. Il apparaît également comme l'un des pires scénarios en termes économiques : à la fois jugé néfaste ou incertain pour l'économie et l'emploi agricole (comment valorise-t-on les prairies ?), et sans bénéfices pour les autres usages, notamment récréatif, car ne permettant pas d'améliorer les débits des grandes rivières. Les critiques les plus fortes sont émises assez logiquement par les groupes CA, ARVALIS et « stockage de l'eau pour l'agriculture », qui ont évalué les critères de sécurité alimentaire et/ou d'économie et emploi local.

Ce scénario est donc l'un de ceux où le clivage entre agriculture et environnement est le plus présent, et particulièrement manifeste entre deux groupes : CA (le pire scénario, avec une absence totale de jugements positifs) et associations environnementalistes (l'un des meilleurs scénarios, majoritairement positifs sur tous les critères évalués, avec une absence totale de points négatifs)

❖ Les zones de débat

Au vu de la matrice d'évaluation, il n'y a pas à proprement parler de divergence entre deux groupes d'acteurs sur un même critère. Cependant, les discussions ont fait ressortir un objet de débat : les prairies naturelles. Si certains acteurs les plébiscitent pour leurs effets positifs sur la qualité de l'eau, des sols, la biodiversité qu'elles abritent, d'autres doutent de leur pertinence économique dans un contexte où l'élevage est en déclin.

4.5. Le scénario « mise en commun des capacités de stockage d'eau »

❖ Ses forces

La principale ligne de force de ce scénario se situe sur le critère économique : il s'agit du scénario obtenant le plus de jugements favorables, car il permet une amélioration des marges réalisées sur les grandes cultures irriguées. C'est de plus le scénario le mieux noté par le groupe CA.

❖ Ses faiblesses

Ce scénario est le seul à entraîner une hausse des prélèvements totaux et à réduire l'efficacité de l'eau (on consomme globalement plus d'eau pour produire 1 tonne de grain ou 1€ de marge brute) ; de ce fait, **tous les acteurs lui trouvent des points négatifs, parfois majoritaires, parfois minoritaires**. Pour 2 groupes (ARVALIS, CA), ces problèmes sont contrebalancés par de bons résultats dans d'autres domaines (notamment économie), mais pour les 5 autres groupes, le scénario RET n'obtient sur aucun de leurs critères de jugement majoritairement favorable. Le rejet le plus vif est exprimé par les associations environnementalistes, avec une absence totale de jugements positifs, lié à l'idée que la création de retenues constitue un soutien de long terme à l'agriculture intensive et entrave la transition agroécologique. Ainsi, le clivage entre CA et environnementalistes, observé dans le scénario ASSOL, se retrouve ici (mais inversé).



LA FORTE AUGMENTATION DES PRELEVEMENTS, MEME HIVERNAUX, EST JUGEE INCOMPATIBLE AVEC LE CHANGEMENT CLIMATIQUE (PHOTO WIKIMEDIA COMMONS)

Le scénario RET est plus particulièrement critiqué sur le critère d'adaptation aux changements, et dans une moindre mesure ceux d'entretien du capital naturel et d'efficacité. Pour l'adaptation aux changements, c'est l'accroissement des prélèvements qui est l'objet principal de désapprobation pour les deux groupes ayant évalué ce critère : pour eux, cette augmentation est incompatible avec le contexte de changement climatique qui invite à être plus économe dans l'utilisation de l'eau.

Enfin, c'est le scénario qui soulève le plus d'incertitudes, avec une forte proportion de jugements « incertains » (bleu) et « ne sait pas » (blancs)

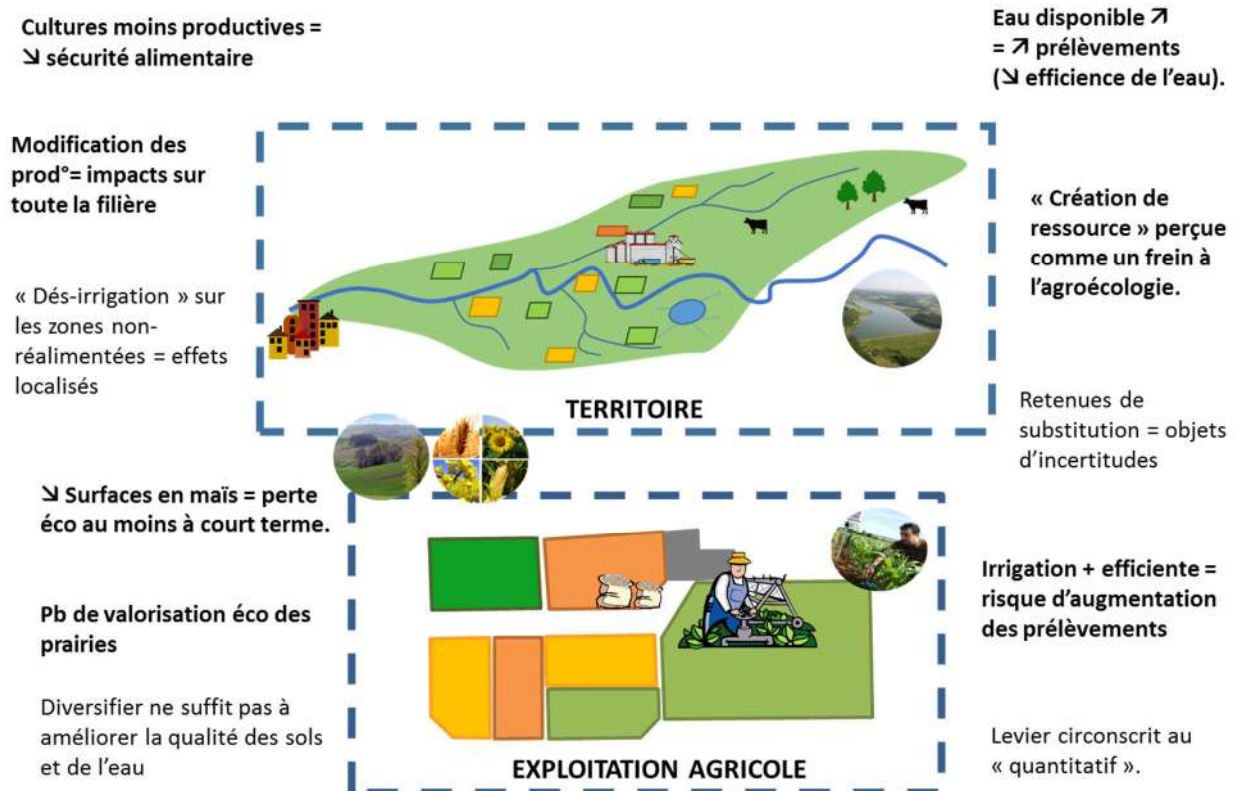
❖ Les zones de débat

Dans ce scénario, le débat se fait d'abord à l'intérieur d'un même groupe : ainsi, on retrouve souvent pour un même critère des arguments « pour » et des arguments « contre ». La matrice des jugements agrégés fait ressortir une divergence entre CA et ARVALIS sur l'appréciation du scénario sur le critère d'efficacité (vert pour CA vs rouge pour ARVALIS). Cette divergence est le fruit d'une différence dans le contenu du critère d'efficacité : le groupe ARVALIS a placé l'essentiel du poids sur la production dégagée par m³ d'eau prélevée, qui se dégrade dans ce scénario, tandis que le groupe CA s'est davantage intéressé au rapport entre la marge brute dégagée par les grandes cultures et le déficit hydrique, qui est positif (on réduit un peu le déficit hydrique observé pendant l'étiage, et en même temps on augmente les marges). De plus, le groupe CA a intégré dans son argumentaire le taux d'utilisation des retenues, qui s'améliore dans ce scénario, étant donné que les retenues sont mutualisées entre tous les agriculteurs.

Ainsi, le groupe ARVALIS entend d'abord par « efficacité » la valorisation de l'eau prélevée alors que le groupe CA donne à ce mot un contenu plus « territorial » : est efficace un scénario permettant de d'avoir de meilleures performances agronomiques en sollicitant moins les milieux pendant l'étiage et en utilisant mieux l'infrastructure de stockage d'eau.

5. Blocages et leviers pour les surmonter

Un schéma-bilan des blocages et limites des différents scénarios, issu de l'analyse des matrices d'évaluation, a été proposé aux participants. Ce schéma propose une lecture sur deux échelles et deux axes. Les deux échelles représentées sont : l'exploitation agricole, où se jouent les choix cultureux et les pratiques d'irrigation, et le territoire / bassin versant, où s'orchestre la gestion de l'eau et se dessine l'occupation des sols. Les deux axes correspondent à deux façons d'appréhender la gestion de l'eau agricole : soit par une entrée « eau » (on gère les ressources, via des infrastructures, des technologies, des normes etc.), soit par une entrée « agriculture » (pour gérer l'eau on joue sur les systèmes de cultures dans leur ensemble et sur leur distribution spatiale). Ainsi, les scénarios RET et OAD correspondent à l'axe « eau » tandis que les scénarios ROTA et ASSOL suivent l'axe « agriculture ». Deux groupes « mélangés » ont été formés et ont travaillé chacun sur un axe. L'objectif était de faire des propositions pour lever les blocages identifiés.



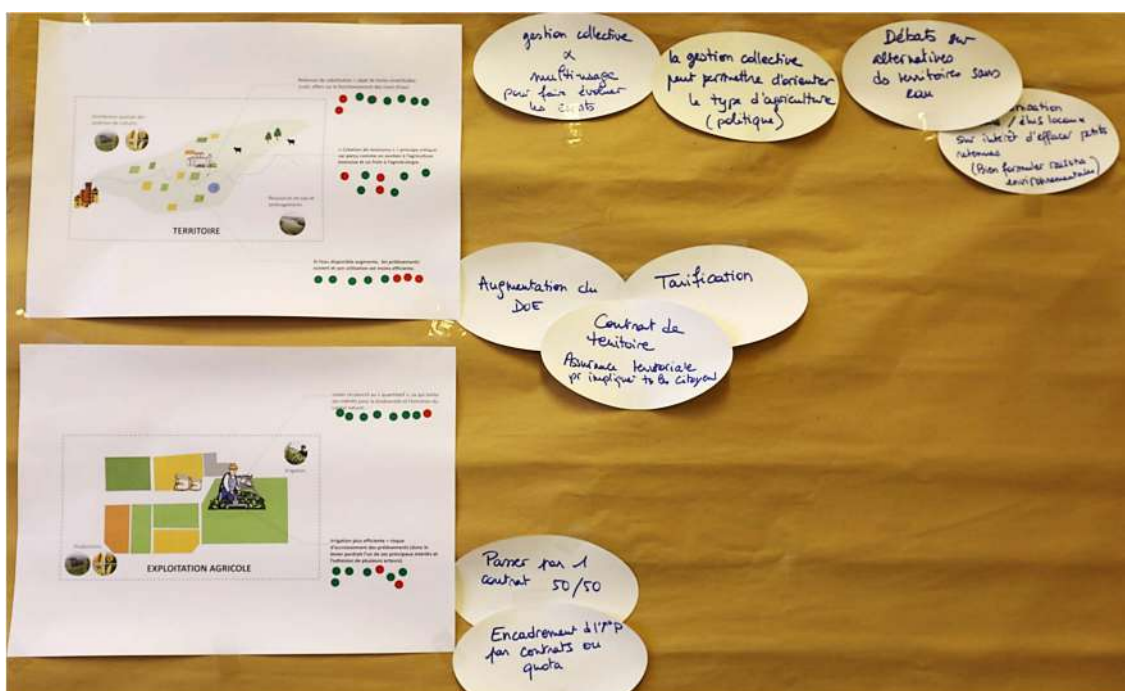
SCHEMA-BILAN DES BLOCAGES ET LIMITES IDENTIFIEES AU TRAVERS DE L'EVALUATION

EN CARACTERES GRAS : LES BLOCAGES ; EN CARACTERES NORMAUX : LES LIMITES.

A DROITE : L'AXE « EAU » ; A GAUCHE : L'AXE « AGRICULTURE » DE LA GESTION QUANTITATIVE DE L'EAU.

❖ Axe « eau »

Tous les blocages semblent surmontables par une majorité de participants (plus de gommettes vertes que de gommettes rouges). L'essentiel de la discussion a porté sur l'apparente contraction entre « retenues » et « agroécologie » qui n'est pas perçue comme telle par tous. Ainsi, des participants ont rappelé que quelques grandes retenues étaient moins préjudiciables pour le fonctionnement des cours d'eau que beaucoup de petites retenues, et que l'irrigation ne soutenait pas un modèle unique d'agriculture, intensif. Ce à quoi d'autres participants ont répondu que la création de retenues signifiait clairement s'engager dans une politique de refus d'adaptation de l'agriculture aux conditions du milieu, alors qu'il faudrait plutôt privilégier des productions et des techniques culturales adaptées à des climats secs.

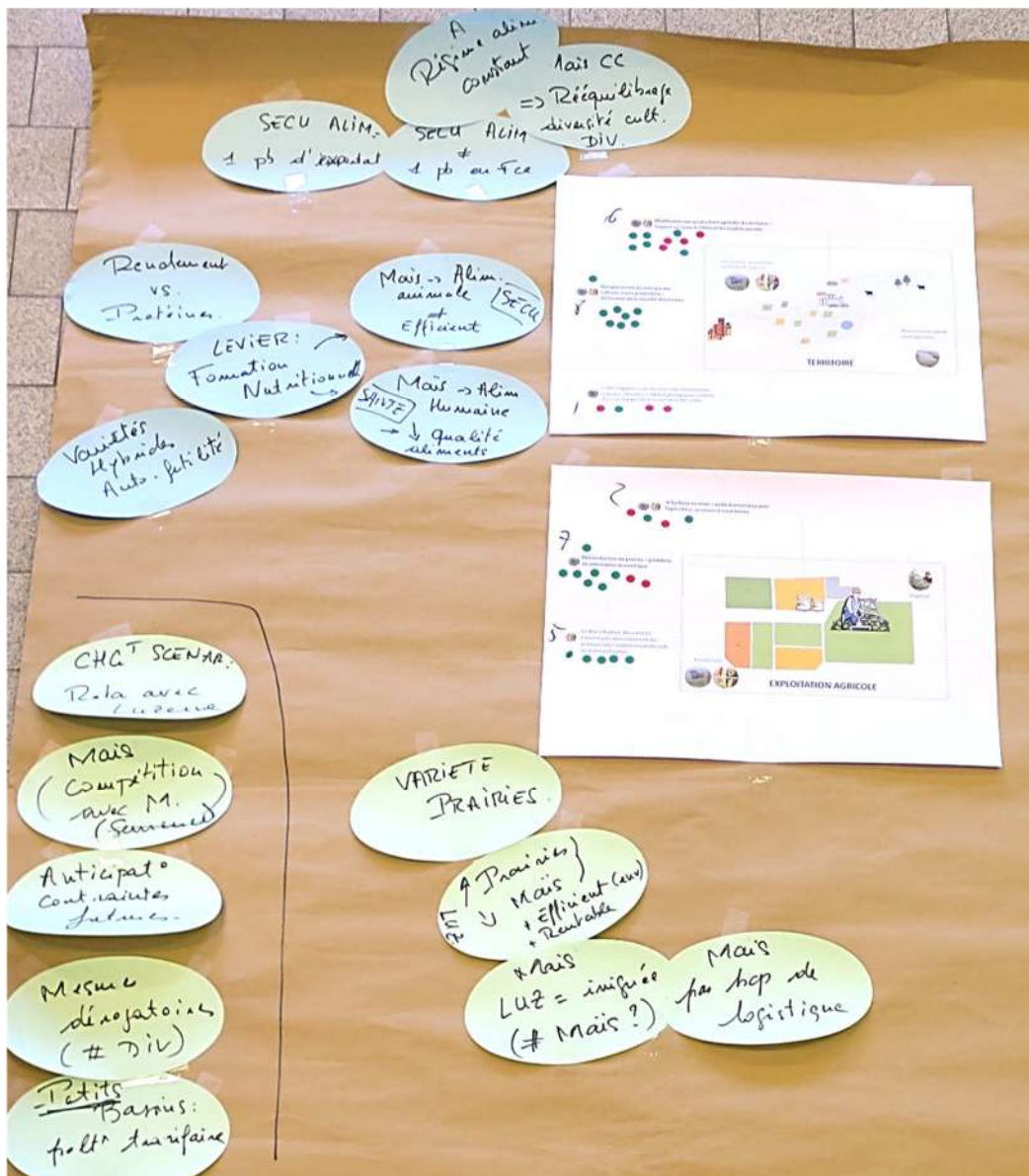


PRODUCTION DU GROUPE AYANT TRAVAILLE SUR L'AXE « EAU »

Ce débat a mené les participants à s'accorder sur l'importance d'une concertation entre les différents usagers de l'eau et de leur implication collective dans la gestion de l'eau en général et des retenues en particulier. Pour que concertation et gestion collective soient effectives, deux éléments sont apparus cruciaux : d'abord une « montée en connaissances » de l'ensemble des citoyens, via des actions de sensibilisation sur l'écologie des cours d'eau et le relai d'informations par les élus locaux ; ensuite la prise en compte de l'ensemble des possibles pour la gestion de l'eau, y compris des alternatives sans irrigation. Des questions subsidiaires sont restées en suspens : Qui porte ces projets de concertation ? Comment implique-t-on les usagers ? Les projets de territoire qui en théorie reprennent ces idées s'élaborent généralement lorsqu'il y a volonté de construire des retenues (car c'est une obligation légale pour obtenir un financement), ce qui oriente fortement les débats.

A la fois pour lever le blocage lié au rejet de principe des retenues et aux risques d'augmentation des prélèvements lorsque l'eau est davantage disponible ou l'irrigation plus efficace, la notion de « contrat » a prévalu. Ont été cités : des contreparties à l'utilisation des ressources en eau collectives (p. ex. l'agriculteur relié devrait s'engager dans des démarches agroécologiques), l'encadrement des prélèvements (sur des économies d'eau réalisées grâce à de nouvelles technologies, 50% seraient des économies réelles, 50% pourraient être réinjectées pour mieux irriguer certaines parcelles), la création de retenues multi-usages en échange d'une rehausse des DOE, une tarification de l'eau différenciée en fonction des pratiques des agriculteurs, des dispositions assurantielles (pour aider les agriculteurs qui prennent des risques en modifiant leurs pratiques etc.)

❖ **Axe « agriculture »**



PRODUCTION DU GROUPE AYANT TRAVAILLE SUR L'AXE « AGRICULTURE »

Pour ce groupe également, aucun des blocages ou limites identifiées n'est apparu insurmontable. Les participants ont même considéré que n'avoir « que » des effets localisés lorsque l'on désirrigue les zones non-réalimentées et ne pas pouvoir se reposer uniquement sur les rotations pour améliorer la qualité de l'eau et des sols n'étaient pas des problèmes, plutôt des éléments à prendre en compte dans la réflexion.

Ils ont longuement contesté l'idée que la sécurité alimentaire puisse être affectée par la réduction des surfaces en maïs : ce n'est pas un problème en France (maïs d'exportation), cela dépend du régime alimentaire qui est promu (actuellement très carné), face au changement climatique la diversification permet de mieux résister aux calamités, etc. Pour lever ce blocage, les participants proposent donc un travail de fond sur la formation nutritionnelle : au lieu de mettre en avant la quantité produite, il faut mettre en avant l'efficacité des productions et leur qualité sanitaire et nutritionnelle. Ainsi, ils recommandent de prendre appui sur un nouvel indicateur pour évaluer la sécurité alimentaire : la teneur en protéines des productions.

A partir de ce constat, ils réévaluent l'idée selon laquelle les prairies sont peu valorisables et la baisse des surfaces en maïs problématique pour l'économie des exploitations agricoles. Dans le scénario ASSOL, en effet, les prairies réimplantées sont des prairies permanentes ; or il est possible de semer des prairies temporaires à base de luzerne, qui sont efficaces (nécessitent peu d'intrants chimiques, fixent de l'azote pour les cultures suivantes), rentables et riches en protéines.

Ainsi, ce groupe propose d'élaborer un nouveau scénario, sur le schéma suivant :

- Les monocultures de maïs sont transformées en rotations longues : colza, céréales à paille, tournesol, luzerne;
- Les parcelles de maïs-semences sont maintenues (les plus compétitives économiquement)
- Des mesures dérogatoires (absence de restrictions) et une politique tarifaire de l'eau sont mises en œuvre pour soutenir les exploitations qui procèdent à la diversification de leurs cultures en implantant de la luzerne.

❖ Conclusion

Les deux groupes se rejoignent sur l'idée de « contreparties » entre accès à l'eau et mise en œuvre de pratiques agroécologiques économes en eau. Le groupe « eau » a discuté des modalités de mise en œuvre de ce type de contrat (impliquant tous les usagers, explorant une grande diversité de solutions, offrant des assurances et des engagements réciproques) tandis que le groupe « agriculture » a dessiné les contours d'une agriculture agroécologique en grandes cultures, en particulier via le remplacement de surfaces en maïs par des surfaces en luzerne.

Résumé

Quelles sont les « bonnes solutions » pour **résoudre des situations de déséquilibre hydrique** ? Il n'y a pas de formule toute faite, car il s'agit de tenir compte de toute une diversité d'enjeux, allant de la sécurité des populations à l'économie d'un territoire, qui reposent sur des processus complexes. Il s'agit aussi de faire dialoguer des parties prenantes - agriculteurs, gestionnaires, collectivités, associations, représentants de l'Etat - dont les intérêts et les missions diffèrent. Les démarches d'évaluation *ex ante* peuvent être utiles dans ce contexte, à la fois pour apprécier les impacts de différentes propositions et aussi pour organiser le débat entre parties prenantes.

Une **démarche d'évaluation multicritère multi-acteurs** a ainsi été lancée dans le territoire d'étude de l'Aveyron aval- Lère. Cette démarche repose sur l'utilisation de simulations informatiques (réalisées avec le modèle MAELIA) et d'un outil conçu pour favoriser la délibération collective (Kerbabel). Sa mise en œuvre s'est déroulée sur près de 2 ans et demi, en plusieurs étapes : structuration du problème, traduction pour la modélisation, simulations et analyse de leurs résultats, création du dispositif d'évaluation, ateliers d'évaluation, restitution collective.

L'un des moments clés a été l'organisation des ateliers d'évaluation. Au cours de ceux-ci, **7 groupes d'acteurs ont évalué 4 scénarios de gestion quantitative de l'eau** : réduction de la sole irriguée, rotations culturales, retenues de substitution (et effacement des petites retenues), pilotage de l'irrigation avec un outil d'aide à la décision. Les participants avaient à leur disposition un livret d'indicateurs (issus des simulations) qu'ils pouvaient compléter par leurs propres indicateurs. Ces indicateurs leur servaient à juger, pour un critère d'évaluation donné (ex. la préservation de la biodiversité), de la pertinence de chacun des 4 scénarios (amélioration, dégradation, peu de changements, évolution incertaine, ne sait pas). L'opération était renouvelée pour chaque critère d'intérêt pour le groupe.

Les résultats ont été intégrés dans l'interface « Kerbabel » pour l'analyse. Cette interface permet une lecture sous plusieurs angles. On peut d'abord s'intéresser aux indicateurs et aux jugements énoncés par chaque groupe pour **mieux comprendre les argumentaires** des uns et des autres. On peut également regarder les **tendances pour chaque scénario** : quels sont ceux qui se dégagent ? y a-t-il des compromis entre critères ? Des divergences entre acteurs ? Le scénario de rotations culturales apparaît ainsi comme celui qui obtient le plus de jugements favorables. Le scénario de pilotage de l'irrigation avec outils d'aide à la décision est quant à lui le plus consensuel, avec une absence totale de jugements négatifs.

C'est l'approche « par scénario » qui a été privilégiée lors de la restitution collective. **Les blocages et limites les plus prégnants ont été mis en discussion et les participants ont proposé des pistes pour les surmonter**. Ils ont ainsi suggéré d'établir des contrats entre usagers de l'eau dans lesquels les facilités d'accès aux ressources dépendraient de l'engagement des agriculteurs dans des démarches agroécologiques. Les rotations culturales intégrant des luzernes plutôt que des maïs ont été présentées comme des systèmes de grandes cultures à encourager.

Annexe 9 : Base de données recensant les profils d'indicateurs

No.	ELEMENTS OF INDICATOR PROFILES (incomplete profiles of "proto-indicators" are in italics)											ANALYSIS OF SPATIAL AGGREGATION							
	Name (in English)	Name (in French)	Abbreviation	Definition (in French)	Source (identification)	Criterion/a	Justification (in French)	Main estimation method	Resolution(s) of raw data	Resolution(s) of indicator	Evaluation/Assessment scale	Representation	Developer-led spatial aggregation	Argument for complete spatial aggregation	Reason for partial spatial aggregation	Reason for classification	User-led spatial aggregation	Reason for user-led spatial aggregation	
1	Citizen acceptance	Acceptation citoyenne	ACCIT	Estimation de l'acceptation citoyenne par sondage. Présentation narrative des scénarios et questionnaire auprès d'experts qui doivent ensuite répondre à la question : D'après-vous quels seraient les scénarios qui recevraient un vote favorable de plus de 50% des citoyens si on les interrogeait ?	experts	Political intelligibility		Expert estimates	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable		
2	Impacts on the diversity of potential recreational water activities	Impacts sur la diversité des activités aquatiques pratiquées	ACTAQ	Estimation à dire d'experts des impacts des scénarios sur les activités de baignade, canoë-kayak et pêche à partir de simulations sur la qualité et la quantité d'eau dans les rivières. Les impacts doivent être évalués à 2 niveaux : - nombre de sites de pratique possibles - maintien ou disparition ou développement d'activités actuellement pratiquées	experts; stakeholders+ authors	Wealth and employment; Local identity	Indique si les entreprises actuellement en place pourraient être affectées par les scénarios et si les usages récréatifs de l'eau actuels se maintiennent	Expert estimates	Entire water system; Specific zone	Entire water system; Specific zone	Landscape	map or narratives	Complete aggregation (potentially)	Accuracy of criterion; Facilitates comparing scenarios			Yes (complete)	Contextualization	
3	Locally-relevant agriculture	Agriculture adaptée aux conditions du territoire	ADAG	Evaluée à partir des évolutions envisageables en termes de : - Surface en élevage herbager - Densité de la population agricole (Nb agriculteurs / surface) - Surface en production fruitière sur les coteaux - Dynamique de conversion des surfaces vers la grande culture	stakeholders+ authors	Local identity	liée à une vision de l'agriculture "traditionnellement" existante sur le territoire ; et problème de fermeture des coteaux	Expert estimates	Specific zone	Agricultural landscape; Specific zone	Landscape; Infra (spatial units)	map or picture/diagram	Complete aggregation	Facilitates comparing scenarios			No		
4	Providing agritourism	Offre agritouristique	AGRT	Nombre d'exploitations rattachées aux réseaux "accueil paysan" et "bienvenue à la ferme"	experts	Wealth and employment	Ce rattachement peut avoir un impact économique car c'est une offre touristique supplémentaire et parce que le rattachement à ces réseaux (surtout « Bienvenue à la ferme ») permet de capter des subventions.	Expert estimates	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable					Not applicable	
5	Degradation of hydromorphology	Altération de l'hydromorphologie	ALTHM	Altérations de la géométrie des cours d'eau par rapport à une dynamique "naturelle"	stakeholders	Reproduction of natural capital			River/river segment	River/river segment; Entire water system	Landscape; Infra (spatial units)		Complete aggregation (potentially)	Uncertainties at fine resolution			No		
6	Local integration of the agricultural economy	Ancrage dans l'économie locale	ANCL	vente directe/circuits courts/productions locales/labels	stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Permet d'être moins sensible à la variabilité du marché	Calculations based on scenario data	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape		Not applicable					Not applicable	
7	Water supply to agricultural areas	Approvisionnement en eau des surfaces agricoles	APPREAU	Quantité d'eau reçue (précipitation + irrigation)/ha en moyenne sur le territoire	experts	Political intelligibility	Mesure de l'effort fourni en direction de la réduction des prélèvements d'eau	Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion (spatialization as "noise")			No		
8	Number of days with decreed restrictions on water use	Nombre de jours d'arrêtés	ARR	Nombre de jours par an avec des arrêtés de restriction d'usage en vigueur.	stakeholders	Political intelligibility	Comme proxy pour les conflits d'usage	Model simulation	Entire landscape; Specific zone	Entire landscape	Landscape	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No		
9	Decrease in agricultural and natural land cover	Artificialisation de l'occupation des sols	ARTIF	Comprend deux mesures d'artificialisation : - surface en espaces naturels (selon la classification du Corine Land Cover) en moins - surface agricole (SAU) en moins	experts; stakeholders	Local identity	Artificialisation comme une problématique du territoire (territoire rural en forte augmentation démographique)	Calculations based on scenario data	Land cover unit; Islet/Field	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No		
10	River-flow disruptions downstream from urban areas and upstream from water intakes	Assècs à l'aval des agglomérations et à l'amont des prises d'eau	ASSAGLO	Nombre de jours avec rupture d'écoulement (bilan ONDE pour les petits cours d'eau) ou débit inférieur au DOE (grands cours d'eau) à l'aval des agglomérations	experts; stakeholders	Safety	Il n'y a pas de prises d'eau potable sur des petits cours d'eau dans le périmètre du terrain d'étude (sur le Cande, c'est en eaux souterraines), mais la question se pose pour la Seye et la Bonnette qui ne sont pas loin. Pour le territoire d'étude donc : assècs à l'aval des agglomérations (c'est là où se concentrent les rejets)	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization	
11	Frequency, distance, and duration of water-flow disruptions	Fréquence, durée et linéaire impacté par des ruptures d'écoulement et assècs	ASSEC	Indicateur composite intégrant : - fréquence (nombre d'épisodes / an) - linéaire (longueur de rivière impactée) - durée (durée moyenne des épisodes en nombre de jours)	experts; stakeholders	Preservation of biodiversity	assècs extrêmement délétères pour la vie aquatique	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Lack of knowledge	

12	Usefulness to biodiversity conservation	Intérêt du scénario pour la biodiversité de conservation	BDCONS	Sur les zones d'intérêt pour les espèces (ex. ZNIEFF), évaluation qualitative (par expert naturaliste) des impacts des changements induits par les scénarios sur la biodiversité (plutôt favorable ou plutôt défavorable)	experts	Preservation of biodiversity	Pour la biodiversité de conservation, on sait principalement que la simplification des paysages et la destruction d'habitats a un effet délétère. Néanmoins, un changement d'usage peut se révéler positif sur la biodiversité s'il y a un précédent (banque de graines etc) ou si l'espèce est déjà présente. De fait, les experts naturalistes locaux sont les mieux placés pour évaluer l'effet des scénarios.	Expert estimates	Specific zone	Specific zone	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
13	Agricultural production zones	Bassins de production	BPROD	Présence de bassins de production agricole avec implantation locale	stakeholders+ authors	Wealth and employment	"Causade semence, ça emploie je ne sais combien de personnes, je crois que c'est 500 personnes. Ils sont pas tous à Causade. Mais d'avoir comme ça des bassins de productions de semences ça amène quand même sur la zone quelque chose en plus, clairement"	Expert estimates	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	picture/diagram or map	Not applicable				Not applicable	
14	Cumulative revenue of all farms in the area	Chiffre d'affaire des exploitations du territoire	CATER	Variation du chiffre d'affaire du territoire (Volume produit x prix) par rapport à la situation de référence.	experts	Wealth and employment	Indicateur qui ne permet pas d'être traduit directement en euros supplémentaires ou en emploi, mais qui permet de donner une tendance.	Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion; Better fit to process scale			No	
15	Cost of 1 cubic m of water released from reservoirs	Coût du M3 d'eau destocké	CDSTOCK	Coût total du destockage / Volume d'eau destocké	experts	Effectiveness	Cet indicateur va par exemple beaucoup augmenter si on est obligé de faire appel à du soutien d'étiage en provenance du complexe de Pareloup.	Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality; Better fit to process scale; Facilitates comparing scenarios			No	
16	Spatial distribution of irrigation water costs	Répartition spatiale du coût de l'eau d'irrigation à l'ha	CEAU	Pour chaque îlot, valeur du coût du m3 d'eau (la tarification variant en fonction du type de gestion notamment (ASA, retenue individuelle, cours d'eau etc.))	experts; stakeholders	Equity	indicateur qui permet de juger si partout sur le territoire le coût de l'eau est homogène ou non (p. ex entre celui qui est rattaché à une asa et les autres) Dans le cadre d'une asa, il y a des frais fixes, donc avec une diminution des surfaces irriguées, le coût au m3 augmente	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Islet/Field	Landscape	map	No				Yes (complete)	Promotes multiple interpretations; Variability in interpretation
17	Total cost of water management	Coût total de la gestion de l'eau	CGES	Coût de gestion de l'eau, depuis le stockage jusqu'à son utilisation. CGES=coût du soutien d'étiage + coût d'utilisation de l'eau (utilisation, acheminement, pompage) Rq : pourrait être exprimé en relatif par rapport à la valeur de la production agricole	experts; stakeholders	Effectiveness		Model simulation	Islet/Field; Reservoirs	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality; Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
18	Proportion of farm revenue used for irrigation costs	Poids des charges d'irrigation dans le chiffre d'affaire des exploitations	CHIRR	Par types d'exploitations - Charges irrigation / chiffre d'affaire	experts	Equity	Permet de voir si les investissements financiers dans l'irrigation sont proportionnés aux bénéfices.	Model simulation	Farm	Farm; Farm type	Landscape	graph	Classification		Highlights differences; Accuracy of criterion		Yes (complete)	Variability in interpretation
19	Proportion of farm revenue used for irrigation costs at the landscape scale	Part des charges d'irrigation dans le CA du territoire	CHIRRTER	(charges d'irrigation x surface) / CATER	experts	Effectiveness	Permet d'estimer à quel point les charges d'irrigation pèsent sur les bénéfices des agriculteurs en général.	Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
20	Workload on farms	Charge de travail	CHT	Nombre d'heures de travail humain nécessaire sur les exploitations	stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Contexte d'agrandissement des exploitations, diminution de la main d'œuvre familiale (moins de charge de travail = plus grande capacité à s'adapter à ce contexte) Par ailleurs une charge de travail élevée contribue à faire diminuer l'attrait de l'agriculture (problème de transmission)	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	graph or values (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Classification results as potential additional information; Highlights differences	No	

21	Irrigation costs per ha	Coût de l'irrigation par ha	CIRR	Moyenne annuelle des coûts liés à l'irrigation (y compris amortissement du matériel) par ha - pour chaque système de culture - pour chaque système d'irrigation	experts	Equity	permet de voir quels systèmes de cultures et quels systèmes d'irrigation ont les coûts les plus/ moins élevés.	Model simulation	Islet/Field	Crop type	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Classification			Better fit to process scale; Increases intelligibility	Yes (complete)	Variability in interpretation
22	Carbon in microorganisms in soils	Carbone microbien dans les sols	CMIC	Estimation qualitative à partir des pratiques agricoles (indicateur composite) - Travail du sol : Labour : 0 Techniques culturales simplifiées : + Semi direct occasionnel : ++ Semi direct permanent : +++ (si lié aux autres piliers de l'agriculture de conservation) / - (si tout seul) - Cultures intermédiaires : % de la période d'interculture pendant laquelle existe un couvert vivant. Quantité de biomasse produite pendant la période d'interculture (TMS). - Rotations longues et complexes : Durée de la rotation indice de diversité de la rotation (préférer l'indice de Simpson) - Apport de matière organique exogène Aucun : 0 Entre 0 et 15 T.ha-1.an-1 : + Supérieur à 15 T.ha-1.an-1 : ++	experts; stakeholders+ authors	Reproduction of natural capital		Calculations based on scenario data	Islet/Field	Islet/Field	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
23	Users' net economic contribution to water management	Contribution nette des usagers	CNET	Rapport (ou différence) entre flux financier entrant (argent que l'AEAG ou une collectivité consacre à un usage) / flux financier sortant (versements effectués par les usagers). Il faudra prendre en compte le contribuable si on intègre les aides des collectivités. Prendre également en compte comme usagers les agriculteurs non-irrigants	experts	Equity		Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	graph	Not applicable				Not applicable	
24	Nitrate concentrations at the watershed outlet	Concentration en nitrates à l'exutoire	CNO3	Concentration en nitrates en moyenne sur plusieurs années à l'exutoire du bassin versant.	experts	Safety		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
25	Consistency in management practices	Cohérence des différentes actions de gestion	COHG	Estimation à dire d'experts de la cohérence des différentes actions de gestion entre elles (vont-elles toutes dans le même sens ?)	experts; stakeholders	Effectiveness	Notion de cohérence des différentes politiques et actions les unes avec les autres	Expert estimates	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	narratives	Not applicable				Not applicable	
26	Commercial potential of specialized production	Capacité de commercialisation des productions spéciales	COMPS	Estimée à partir de différents indicateurs : -Qualité des productions oBlé : taux de protéine oTournesol oléique : taux d'acide oléique oFruits : aspect... oSemences : taux de germination -Régularité de la qualité sur plusieurs années	stakeholders+ authors	Wealth and employment	L'irrigation (moment et dose) ainsi que la fertilisation vont jouer sur les qualités des productions et donc sur la capacité de commercialisation. Cet indicateur rend compte des impacts sur les producteurs en général mais aussi sur les coopératives.	Model simulation	Islet/Field; Crop type	Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Complete aggregation; Classification	Accuracy of criterion; Better fit to process scale		Classification results as potential additional information; Increases intelligibility	No	
27	Water consumption per ha	Consommation d'eau moyenne à l'ha	CONSEAU	quantité d'eau consommée par l'irrigation / SAU totale	experts; stakeholders	Political intelligibility	Mesure de l'effort fourni en direction de la réduction de la consommation d'eau. Cet indicateur intègre à la fois les questions de variétés (plus ou moins gourmandes en eau), de pratiques (par exemple de travail du sol : si le développement racinaire est meilleur, alors les besoins en eau diminuent), de matériel d'irrigation	Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality; Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)		No		
28	Representations of landscape composition and configuration	Coupes paysagères représentant l'agencement et la composition du paysage	COUP	Dessins, diagrammes qui représentent de façon schématique l'agencement et la composition du paysage, en particulier les éléments ponctuels (arbres), linéaires (ripsylves, bocages) et surfaciés (plans d'eau, grandes cultures)	experts	Local identity	Représentations de paysage classées, qui permettent de mettre en évidence les éléments structurants du paysage et leur possibles évolutions.	Expert estimates	Landscape unit	Landscape unit	Landscape; Infra (spatial units)	picture/diagram	No				Yes (complete)	Promotes multiple interpretations
29	Intensity and frequency of floods	Intensité et fréquence des crues	CRUES	Intensité : volume excédentaire (qui entraîne un débordement) Fréquence : Nombre de jours où la rivière déborde de son lit.	experts	Safety		Model simulation	River/river segment	River/river segment; Entire water system	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion; Facilitates comparing scenarios		No		

30	Cost of 1 cubic m of stored water	Coût du stockage de l'eau	CSTOCK	coût moyen du m3 d'eau stocké, incluant les coûts d'entretien, maintenance et fonctionnement de l'infrastructure	experts; stakeholders+ authors	Effectiveness		Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality			No	
31	Concentration of suspended matter at the watershed outlet	Concentration en matières en suspension à l'exutoire	CSUSP	Concentration moyenne de matières en suspension sur plusieurs années à l'exutoire du bassin versant. Calculé via SWAT ou de manière qualitative en fonction de l'occupation du sol (érosion), de la pente, et de la présence ou pas de barrages (piégeage)	experts	Safety		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
32	Ability of agricultural production to meet market demands	Capacité d'absorption des productions par le marché	DAG	On pourrait imaginer aussi de trouver un indicateur quantitatif évalué à partir de la demande actuelle ou de la taille des marchés pour chaque production.	stakeholders	Wealth and employment	"Tout le monde se lance dans du bio, ouais super... le bio sur du court terme oui, sur du moyen terme, non, parce que ya de plus en plus de bio, mais les marchés c'est pas pour autant qu'ils sont là. Et les usines c'est pas pour autant qu'elles peuvent réceptionner autant de bio."; "Mais la multiplication de semences aujourd'hui, ils ont tellement donné des contrats qu'aujourd'hui les contrats sont restreints de partout. Après on a nos amis de l'Europe de l'Est aussi qui produisent. Voilà, l'année dernière ils ont sacré les productions, cette année Monsanto ils ont fait des découpes de partout, Caussade c'est pareil..." APG	Expert estimates	Crop type	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or narratives	Not applicable				Not applicable	
33	Number of days under critical low-flow	Nombre de jours sous le DCR	DCR	Nombre de jours sous le DCR au point nodal (sur plusieurs années), en séparant la période estivale des autres périodes.	experts; stakeholders+ authors	Safety	En été les conséquences sont plus importantes car c'est la période de baignade, de pic de consommation en eau potable et parce que la température de l'eau est plus élevée (ce qui favorise les phénomènes d'eutrophisation).	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	graph	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
34	Number of days under critical low-flow under climate change	Fréquence DCR en situation de sécheresse	DCRSEC	Evolution de la fréquence de dépassement du DCR (débit de crise) sous un scénario climatique	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Si le DCR est franchi plus fréquemment, alors l'approvisionnement en eau potable est plus contraint, moins adaptable. Au cas où on aurait une augmentation de la fréquence de dépassement de ce seuil, le seuil du DCR pourrait être relevé (convergence avec DOE).	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	value (quantitative or qualitative) or map	No				Yes (complete)	Contextualization
35	Farmers' dependence on commercial organizations	Dépendance des agriculteurs par rapports aux coopératives	DEPCOO	Indicateur composite regroupant : oRigidité des contrats oMaintien de petites structures oRégularité de la demande	stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities	"Aujourd'hui ils disent « Tu veux garder tes contrats, tu veux faire du Caussade semence, tu prends tous les apprès de Caussade semence avec moi ». (...) Aujourd'hui vous avez une contractualisation avec le multiplicateur. " (extrait d'entretien)		Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape		Not applicable					Not applicable
36	Long-term dependence on irrigation	Dépendance de long terme à l'irrigation	DEPIRR	Estimée à partir de différents indicateurs -Nombre de tours d'eau (capacité à s'adapter à des restrictions) -Préjudice causé par une restriction d'irrigation -Adaptation des types de variété (cycle long ou cycle court) aux types de sols et aux capacités d'irrigation	stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities		Model simulation	Islet/Field	Farm type; Islet/Field; Agricultural landscape	Landscape; Infra (spatial units); Infra (classes)	value (quantitative or qualitative) or map	Complete aggregation (potentially); Classification	Social rationality; Aggregated results as additional information		Classification results as potential additional information	No	

37	Potential for hydropower development	Potentialités de développement de l'activité hydroélectrique	DEVHE	Évaluée à partir de différents indicateurs : oPrésence de sites potentiels : basses chutes (barrages, rivières) ayant un débit (au-dessus du débit réservé) et une hauteur d'eau suffisantes pour que leur exploitation soit rentable (puissance supérieure à 50 kWh sur un fonctionnement annuel) oProduction totale générée par l'exploitation de ce potentiel	experts	Wealth and employment	Le nombre et la taille des installations a un effet sur l'emploi, car c'est au moment de la création des ouvrages que le besoin en travail est le plus fort (+ un peu pour entretien et fonctionnement).	Model simulation	River/river segment	Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
38	Diversity of potential recreational water activities	Diversité des activités praticables	DIVAQ	Estimation à dire d'experts des activités praticables ou envisageables parmi : oPêche en berge oPêche en poste oPêche de nuit oPêche en bateau oFloat-tube oKanoë-kayak sur plan d'eau oKanoë-kayak en eaux vives oKanoë-kayak « polo » oKanoë-kayak freestyle (aujourd'hui à Cazals seulement) oAviron (pas pratiqué actuellement) oVoile (pas pratiquée actuellement) oBaignade	experts; stakeholders authors	Wealth and employment	Avoir plus d'activités possibles signifie un accroissement de l'offre touristique.	Expert estimates	Entire water system; Specific zone	Entire water system	Landscape	picture/diagram or map	Complete aggregation	Facilitates comparing scenarios; Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
39	Crop diversity at different scales	Diversité des assolements à différentes échelles	DIVAS	Comprend trois types de diversités : - nb de cultures moyen par exploitations - nb de cultures totales sur le territoire - nb de types de cultures sur le territoire (les types sont à distinguer selon des critères visuels)	experts	Local identity	Permet de mettre en valeur les scénarios qui tendent à uniformiser vs ceux qui tendent à diversifier les cultures sur le territoire.	Calculations based on scenario data	Farm; Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
40	Seasonal crop diversity	Diversité saisonnière des cultures	DIVC	Nombre et aspect des cultures rencontrées en été d'une part et en hiver d'autre part	experts	Local identity	Cet indicateur renvoie à la notion de saisonnalité des paysages qui devient importante en raison du raccourcissement des cycles de production.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	picture/diagram	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
41	Diversity of agricultural production	Diversité des productions	DIVP	Nombre de cultures présentes sur le territoire.	experts; stakeholders	Local identity		Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
42	Diversity of agricultural land cover	Diversité des surfaces agricoles	DIVS	Indice de Shannon appliqué à l'ensemble des surfaces agricoles	experts; stakeholders authors	Long-term adaptability of water-use activities	hypothèse sous-jacente : plus l'assolement est diversifié, plus il y a de capacité d'adaptation	Calculations based on scenario data	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios	Increases intelligibility; Highlights differences		No	
43	Structural diversity of cropped fields	Diversité structurelle des cultures	DIVST	Indice de Shannon appliqué à des classes de végétation pour chaque exploitation puis moyenné pour l'ensemble des exploitations du territoire.	experts	Preservation of biodiversity	"the structural heterogeneity of cropped fields, by providing diverse resources, may potentially contribute to biodiversity through effects of habitat complementation (for species needing several habitats) and niche differentiation (for species with different habitat requirements) supporting more species and also more individuals (Fahrig et al. 2011)." (Josefsson et al, 2016) L'étude démontre cet effet pour les oiseaux et particulièrement dans les paysages dominés par des terres agricoles (peu d'espaces naturels)	Calculations based on scenario data	Farm	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Facilitates comparing scenarios			No	
44	Variation in water stored in soils	Variation de la quantité d'eau stockée dans les sols	EAUS	Différence entre l'eau stockée au début de la simulation et l'eau stockée à la fin de la simulation (15 ans) pour chaque bassin versant.	authors	Reproduction of natural capital	L'objectif est de voir si on puise dans les réserves en eau du sol ou bien si on permet à ces réserves de se reconstituer.	Model simulation	Islet/Field	Basic watershed	Landscape; Infra (spatial units)	map	Partial spatial aggregation	Accuracy of criterion; Better fit to process scale		Yes (complete)	Contextualization	
45	Variation in water stored in soils and aquifers	Variation de la quantité d'eau stockée dans les sols et les nappes	EAUST	Différence entre l'eau stockée dans les nappes et le sol au début de la simulation et l'eau stockée à la fin de la simulation (15 ans)	authors	Reproduction of natural capital	L'objectif est de voir si on puise dans les réserves en eau du sol et du sous-sol ou bien si on permet à ces réserves de se reconstituer.	Model simulation	Islet/Field; Underground waterbody	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Better fit to process scale			No	

46	Quantity of water received per farm type	Quantité d'eau reçue par type d'exploitation	EAUTEA	EAUTEA = Qeau / surface exploitation Qeau = précipitations + irrigation dont bénéficient les surfaces de l'exploitation Rq : peut être calculé en relatif par rapport aux besoins des cultures	experts	Equity	Permet de voir si certains types d'exploitations sont privilégiés par rapport à d'autres	Model simulation	Farm	Farm type	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Classification			Highlights differences; Accuracy of criterion	Yes (complete)	Variability in interpretations
47	EBITDA of farms	EBE des exploitations	EBE	Excédent brut d'exploitation = Chiffre d'affaire + Aides - Achats - Charges - Taxes	experts	Long-term adaptability of water-use activities	en tant qu'indicateur des possibilités à investir dans du matériel, de la main d'œuvre, des terres.	Model simulation	Farm	Agricultural landscape	Landscape	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality; Better fit to process scale			No	
48	Effectiveness of water releases	Efficience des lâchers de soutien d'étiage	EFFSE	Ratio entre le la variation de débit mesuré au point nodal de Lagouépie ou Loubéjac (exemple, + 0,4 m3/s) et le débit de lâcher (exemple : 1 m3/s à Pareloup) Calcul : (Débit point nodal après soutien - Débit point nodal avant soutien) / Débit de lâcher (ou en volume)	experts	Effectiveness	Cette valeur dépend à la fois de la distance parcourue et du débit des rivières	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative)	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
49	Soil erosion rate	Taux d'érosion des sols	ERO	ERO = pertes de sols / surface	experts; stakeholders	Reproduction of natural capital		Model simulation	Islet/Field	Basic watershed; Islet/Field	Landscape; Infra (spatial units)	map	Partial spatial aggregation (potentially)	Better fit to process scale; Aggregated results as additional information			Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
50	Semi-natural elements contributing to water purification	Part d'éléments semi-naturels ayant un rôle d'épuration	ESN	Proportion du territoire couverte par des éléments semi-naturels qui contribuent à l'épuration de l'eau : prairies humides, forêts, autre éléments semi-naturels	stakeholders+ authors	Safety		Calculations based on scenario data	Land cover unit	Land cover unit; Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or map	Complete aggregation	Better fit to process scale; Uncertainties at fine resolution			Yes (complete)	Contextualization
51	Duration and intensity of the low-flow period	Durée et intensité de l'étiage	ETIAG	Intègre plusieurs valeurs de référence : -Nombre de jours sous le DOE ; débit déficitaire par rapport au DOE -Valeur (+ date) du VCN_10 ; nombre de jours où le VCN_10 est sous le DOE ; - Valeur (+ date) du VCN_3	experts; stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	value (quantitative or qualitative) or map	No				Yes (complete)	Contextualization; Lack of knowledge
52	Variation in minimum average flow for 10 consecutive days	Evolution du VCN10	EVCN10	VCN10 pour le scénario / VCN10 sans prélèvement VCN10: débit minimal sur 10 jours consécutifs (valeur annuelle)	experts; stakeholders+ authors	Reproduction of natural capital; Preservation of biodiversity	le VCN10 est également un indicateur de sévérité de l'étiage et aussi un bon indicateur biologique (nombre d'espèces ne peuvent pas survivre à une sécheresse prolongée)	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	value (quantitative or qualitative)	No				Yes (complete)	Contextualization
53	Presence of non-native species	Présence d'espèces non-natives	EXO	Evaluation qualitative des impacts de scénarios sur le nombre d'espèces exogènes et le nombre d'espèces patrimoniales dans les cours d'eau.	stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity	"On le voit des fois dans les articles « mais non, les retenues c'est bien, ça crée de la biodiversité ! » En fait on a plus d'espèces non-natives, exogènes qui s'accroissent à ce type de milieu" (extrait d'entretien)	Expert estimates	River/river segment; Reservoirs	Entire water system	Landscape	narratives	Complete aggregation	Better fit to process scale			No	
54	Change in farm types and respective gross margins	Evolution des différents types d'exploitation et de leur marge brute	FCMBTEA	A partir de scénarios d'évolution d'exploitations-types, on identifie les changements en termes : d'assolement, mode de valorisation, taille critique etc. Puis à partir de ces données de fonctionnement, on calcule la marge brute réalisée par les différentes exploitations-types.	experts	Wealth and employment	Cet indicateur vise à réfléchir à l'évolution du fonctionnement des grands types d'exploitation et l'impact de ces changements sur leur économie	Expert estimates	Farm type	Farm type	Landscape; Infra (classes)	picture/diagram or value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
55	Meeting flow targets	Satisfaction des objectifs de débits	FDQE	Fréquence à laquelle le DOE est franchi	experts; stakeholders	Political intelligibility	Conformité avec le volet quantitatif de la LEMA, décliné dans le SDAGE	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	graph or value (quantitative or qualitative)	No				Yes (complete)	Contextualization
56	Porportion of manure-based fertilization	Taux d'amendement organique d'origine animale	FERTI	Pour chaque parcelle : Apports en fertilisants d'origine animale / apport de fertilisants total	experts	Reproduction of natural capital		Calculations based on scenario data	Islet/Field	Islet/Field	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization
57	Balance sheet of water managers	Bilan financier des gestionnaires	FING	Bilan financier = actif - passif Indicateur qui concerne les gestionnaires au sens large : ASA (associations syndicales autorisées), collectivités, services de l'Etat	experts; stakeholders+ authors	Effectiveness		Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
58	Flexibility of irrigation materials	Flexibilité du matériel	FLEXM	pourrait être calculée à l'échelle du territoire par : surface irriguée par pivot / surface irriguée par eNot applicable	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Certains matériels supposent un investissement de long terme pour des cultures irriguées : "on va pas passer en mali dry une surface équipée d'un pivot"	Calculations based on scenario data	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
59	Flexibility of water-related decisions during irrigation application	Fluidité des décisions au cours d'une saison	FLUID	« bon enchaînement » des différentes décisions (chacun sait ce qu'il a à faire et quand). Evaluée à partir de narrations sur comment s'enchaînent les choses.	experts	Effectiveness	Avec la création d'une retenue, on imagine par exemple un problème de fluidité assez évident.	Expert estimates	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	narratives or picture/diagram	Not applicable				Not applicable	

60	Habitat fragmentation	Fragmentation des espaces	FRAG	Taille effective de maille : taille qu'auraient les fragments d'espaces naturels s'ils avaient tous la même surface, au sein du territoire étudié.	authors	Local identity	Important en termes écologiques et d'espace de vie. Cet indicateur serait possiblement impacté par le scénario de création d'une grande retenue	Calculations based on scenario data	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
61	Frequency with which farmers cannot meet objectives under predicted climate change	Fréquence à laquelle un agriculteur ne parvient pas à atteindre ses objectifs sous changement climatique	FRC	Fréquence à laquelle un agriculteur ne parvient pas à atteindre ses objectifs sous changement climatique (scénarios GIEC ou insertion de "mauvaises" années)	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Analyse "fréquentielle" très développée par Arvalis (souvent avec arbres de scénarios), afin de tenir compte des objectifs et de la stratégie des différents agriculteurs	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios; Uncertainties at fine resolution			Increases intelligibility; Highlights differences	No
62	Number of times a reservoir reaches its lower limit	Nombre de fois où une retenue arrive à son culot	EVID		stakeholders+ authors	Local identity	élément d'esthétique	Model simulation	Reservoirs	Reservoirs	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations; Variability in interpretations
63	Heterogeneity in landscape composition and configuration	Diagramme Hétérogénéité de composition / hétérogénéité de configuration	HET	Cadran dans lequel chaque maille du paysage (maille 500x500) est représentée en fonction de son hétérogénéité de composition (indice de Shannon sur les habitats agricoles) et son hétérogénéité de configuration (longueur totale de bordures de champs)	experts	Preservation of biodiversity	Plus les mailles occupent des places différentes dans le diagramme et plus c'est favorable à la biodiversité "ordinaire" (il faut de tout, y compris des grandes cultures)	Calculations based on scenario data	Grid cell	Grid cell	Landscape	graph	No				Yes (complete)	Variability in interpretations
64	Hydromorphology	Hydromorphologie	HM	en relatif par rapport à un cours d'eau naturel	stakeholders	Reproduction of natural capital			River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)		No				Yes (complete)	
65	Horizontal landscape representations	Représentation horizontale de paysage	HOR	Vues d'artistes, paysage 3D dans lequel on peut virtuellement naviguer, ou encore photos modifiées du paysage.	experts	Local identity	Les représentations horizontales sont plus proche de ce que voient les personnes que les représentations verticales (type cartes) qui ne coïncident pas avec les perceptions visuelles.	Expert estimates	Grid cell	Grid cell	Landscape	picture/diagram	No				Yes (complete)	Promotes multiple interpretations
66	Percentage of semi-natural habitats	% d'habitats semi-naturels	HSN	Surface en habitats semi-naturels / Surface territoire Les habitats semi-naturels comprennent les habitats qui ne sont pas des champs et pas des zones construites (avec arbres, sans arbres, avec éléments aquatiques)	experts; stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity	Nombreuses espèces dépendent des habitats semi-naturels, surtout dans des milieux très anthropisés	Calculations based on scenario data	Land cover unit	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
67	Area influenced by water restrictions during key periods	Surface affectée par des restrictions à des périodes clés	IMPRES	Nombre d'ha affectés par des restrictions à des périodes-clés : oMais : entre stade floraison et stade pâteux-laiteux oTournekol : autour de la floraison oAutres cultures irriguées : à voir.	experts	Adjustment potential	Cet indicateur rend compte des restrictions à de stades où les marges de manœuvre sont réduites, autrement dit où un déficit en eau a des conséquences importantes sur la production.	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape; Crop type; Specific zone	Landscape; Infra (spatial units); Infra (classes)	value (quantitative or qualitative) or map	Partial spatial aggregation; Complete aggregation; Classification	Highlights differences; Facilitates comparing scenarios	Highlights differences	No		
68	Amount of rainwater intercepted by reservoirs	Quantité d'eau interceptée	INTER	quantité d'eau interceptée par les retenues au cours de chaque année	stakeholders	Reproduction of natural capital	la quantité d'eau interceptée est vue comme un proxy pour mesurer à quelle point les régimes hydrologiques sont altérés par rapport à un fonctionnement naturel	Model simulation	Basic watershed	Basic watershed; Entire landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Facilitates comparing scenarios			No	
69	Match between water storage capacity and irrigation needs	Adequation de l'infrastructure aux besoins	ISB	Capacité de stockage dans les retenues / besoin d'irrigation des cultures	experts	Effectiveness	Rend compte du dimensionnement de l'infrastructure par rapport aux besoins	Model simulation	Islet/Field; Reservoirs	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Social rationality; Increases intelligibility			No	
70	Irrigation capacity of all farms	Capacité d'irrigation globale des exploitations	KIRR	Valeur cumulée de la capacité d'irrigation de l'ensemble des matériels d'irrigation présents sur le territoire, rapportée aux besoins des cultures présentes	experts; stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Une plus grande capacité d'irrigation permet de compenser plus facilement un plus faible apport climatique et de réallouer les ressources dans l'espace et dans le temps. Aussi, si les capacités d'irrigation sont importantes relativement aux besoins des cultures, cela laisse des possibilités de développement de l'irrigation.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	graph	Complete aggregation	Better fit to process scale			No	

71	Irrigation capacity per farm	Capacité d'irrigation par exploitation	KIRREA	Volume total d'eau mobilisable sur une exploitation (à exprimer en relatif par rapport aux besoins des cultures de l'exploitation)	experts	Adjustment potential	si restriction, l'agriculteur peut irriguer sur moins de jours (accélérer les tours d'eau, quitter à avoir de très grosses journées de travail)	Calculations based on scenario data	Farm	Farm; Agricultural landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation (potentially)	Facilitates comparing scenarios; Increases intelligibility			No	
72	Energy content of food production	Apport énergétique de la production du territoire	KITER	$\sum p_i \cdot e_i$ avec: p_i =quantité d'aliment i produite sur le territoire e_i =valeur énergétique de l'aliment i	experts; stakeholders+ authors	Food security		Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or graph	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information); Accuracy of criterion (spatialization as "noise")			No	
73	Proportion of farms and production types with a quality label	Maintien des productions labellisées	LABEL	Comprend deux indicateurs : - Nombre de productions labellisées sur le territoire - Nombre d'exploitations concernées par chaque label	experts	Local identity	Nb de labels : vise à voir si certaines productions labellisées disparaissent du territoire, donc sur la valorisation de l'identité du territoire Nb d'EA pour chaque label ; vise à observer s'il y a un risque de perte d'un savoir-faire local	Calculations based on scenario data	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Not applicable				Not applicable	
74	Changes in farm size and number	Evolution du nombre et de la taille des exploitations	MAILEA	La taille moyenne des exploitations serait évaluée à partir du ratio SAU / Nombre d'exploitations. Avec le nombre d'exploitations estimée à direx d'experts	experts	Local identity	Cet indicateur est important pour les questions d'identité du territoire car maintenir de nombreuses exploitations de taille relativement modestes permet le maintien d'un tissu socio-économique dans les espaces ruraux.	Expert estimates	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
75	Changes in farm size and number based on archetypes	Evolution du nombre et de la taille des exploitations à partir de cas-types	MAILTEA	La taille moyenne des exploitations serait évaluée à partir du ratio SAU / Nombre d'exploitations. Le nombre d'exploitations serait estimé à partir de trajectoires d'évolution d'exploitations-types.	experts	Local identity	Cet indicateur est important pour les questions d'identité du territoire car maintenir de nombreuses exploitations de taille relativement modestes permet le maintien d'un tissu socio-économique dans les espaces ruraux.	Model simulation	Farm type	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
76	Changes in gross margin generated by each type of agricultural production	Evolution des marges par production	MBC	(MB scénario - MB ref) / MB ref pour chaque production, en donnant à titre indicatif le nombre d'actifs représentés par ces productions (MB = marge brute)	experts; stakeholders+ authors	Wealth and employment	La MB se traduit de façon indirecte en gain pour l'économie locale et pour les agriculteurs. En revanche, le lien avec l'emploi est difficile à faire (gain de MB ne signifie pas forcément emploi supplémentaire).	Model simulation	Islet/Field	Crop type	Landscape; Infra (classes)	graph	Classification			Better fit to process scale	Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations; Lack of knowledge
77	Cumulative gross margin of farms	Marge brute des exploitations du territoire	MBTER	Somme des marges brutes de toutes les exploitations du territoire.	experts; stakeholders+ authors	Wealth and employment	Indicateur de la santé économique de l'activité agricole sur le territoire, mais qui ne correspond pas à la richesse engrangée par l'activité agricole sur le territoire.	Model simulation	Farm	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
78	Relation between a loss in the gross margin of farms and increased riverflow	Diminution de la marge brute du territoire par rapport au volume d'eau gagné dans les rivières	MBTVEAU	(MBterritoire du scénario - MBterritoire ref) / (Vscénario - Vref) MB = marge brute V = volume d'eau dans les rivières	experts	Effectiveness	Cela permet de montrer si les efforts demandés sont vraiment efficaces pour l'environnement	Model simulation	Islet/Field; Entire water system; Crop type	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
79	Difference between the mean riverflow in the scenario and the reference riverflow	Ecart entre le module du scénario et le module de référence	MOD	Débit moyen du scénario - module de référence Module de référence (débit moyen sur plusieurs années, et qui correspond aux écoulements sur une année moyenne) est donné par la fiche de la Banque Hydro.	experts; stakeholders+ authors	Reproduction of natural capital		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative)	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
80	Change in the number of farms	Evolution du nombre d'agriculteurs	NBAG	Nb d'agriculteurs évalué via l'EBE (excédent brut d'exploitation) des différentes exploitations. Pour les exploitations ayant un EBE > 0 on suppose un nombre d'agriculteurs constant et pour les exploitations ayant un EBE < 0, on suppose une baisse du nombre d'actifs agricoles	experts; stakeholders+ authors	Local identity	A moins de pouvoir associer un gain de revenu à de l'emploi, cet indicateur nous renseignera essentiellement sur les exploitations en déficit, donc non-viables sur leur activité courante	Model simulation	Farm type; Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	

81	Nitrate pressure	Pression en nitrates	NO3	Quantité de nitrates susceptibles de se déverser sur les aires de captage en eau potable "sensibles" (ressource en eau potable vulnérable, équipement de traitement rudimentaire)	experts	Safety	La problématique des polluants doit s'examiner au regard de la vulnérabilité de la ressource ; par exemple, le secteur du karst est hors zone vulnérable en raison de son agriculture plutôt extensive ; il n'empêche que la ressource utilisée en AEP est très vulnérable et une petite source de pollution (fuite d'un stockage ou nettoyage d'une cuve par exemple) peut avoir un impact immédiat sur l'eau distribuée, d'autant plus que ces stations de traitement sont équipées de filière de traitement plutôt rudimentaire (simple chloration parfois)	Model simulation	Islet/Field	Specific zone	Landscape; Infra (spatial units)	map	Partial spatial aggregation	Better fit to process scale			Yes (complete)	Lack of knowledge
82	Nutritional content of food production	Apport nutritionnel de la production du territoire	NUTTER	Quantité des différents macro et micro-éléments fournis par la production agricole du territoire, à comparer aux recommandations nutritionnelles.	experts	Food security		Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information); Accuracy of criterion (spatialization as "noise")			No	
83	Diversity of farm orientations	Diversité des OTEX	OTEX	Nombre d'exploitations appartenant à chaque OTEX (orientation technico-économique des exploitations) représentée sur le territoire	experts	Local identity	Pour représenter la diversité des formes d'agricultures	Calculations based on scenario data	Farm	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
84	Providing tourism	Offre touristique	OTOUR	Estimation à dire d'experts de l'offre touristique dans les exploitations et en-dehors	experts	Wealth and employment	Plus l'offre est importante et diversifiée, plus il y a de potentiel d'accueil de touristes, donc de création de richesse.	Expert estimates	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	picture/diagram or narratives	Not applicable				Not applicable	
85	Opening / closing of landscapes	Ouverture / Fermeture des paysages	OUV	Représentation cartographique des zones qui se ferment ou s'ouvrent en lien avec les perspectives du paysage.	experts	Local identity	Important notamment sur les zones de Causse. Réflète des préoccupations esthétiques et écologiques.	Calculations based on scenario data	Specific zone	Specific zone	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
86	Relative proportion of irrigation costs	Part relative des charges d'irrigation	PCHRR	Charges d'irrigation (eau + électricité)/ total des charges pour les agriculteurs	stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities	"Les coûts de production, tout ce qui est intrants classiques – semences, phyto etc – ça augmente mais de façon 1-2% par an, donc c'est pas ça qui est significatif, ça a un impact mais ya pas que ça. Le coût de l'eau a fortement augmenté ça c'est certain, (...) Je sais que l'aspect coût électrique, ils ont dû changer les contrats donc les coûts sont plus importants maintenant." (extrait d'entretien)	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility; Highlights differences	No	
87	Difficult working conditions due to irrigation	Pénibilité de l'irrigation	PENRR	Évaluée à partir de deux indicateurs : - les rythmes de travail (liée à la fréquence de retour de l'irrigation et au matériel utilisé) - la charge de travail liée aux opérations d'irrigation	stakeholders+ authors	Local identity	"le 4-6 j'ai pas mis longtemps à comprendre que la limite c'était moi. Parce que moi j'étais pas en capacité à pouvoir suivre en 4-6. Parce que les rythmes biologiques de l'homme, en 3-8 on peut y arriver, mais en 4-6 on passe plus parce qu'on a plus de phase de repos, de sommeil, surtout si on a un système qui se bouche avec des cailloux la nuit..." (extrait d'entretien, mentionné comme un frein à la transmission et à l'attractivité du métier) "Personne ne fait de l'irrigation pour le plaisir, c'est très lourd." (extrait d'entretien)	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility; Highlights differences	No	

88	Duration of investments	Pérennisation des investissements	PERIN	Concerner les cultures pérennes, les animaux et le matériel (= tout ce qui correspond à des investissements sur plusieurs années)	stakeholders+ authors	Local identity	Important pour la transmission des exploitations		Farm type; Agricultural landscape	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)		Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
89	Percentage of agricultural area with perennial crops	Part de la SAU en cultures pérennes	PERR	% de la SAU (surface agricole utile) occupée par des cultures pérennes	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Un système avec des cultures pérennes est plus rigide, avec des investissements de long terme, donc moins réactif.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
90	Loss of farm gross margin due to decreased water availability	Perte de marge brute engendrée par une baisse de volume d'eau pour des types d'exploitations ou des exploitations-types	PERTMB	Diminution de la marge brute des différents types d'exploitations selon différentes diminutions de volumes d'eau disponibles (-10%, -20% etc.) A estimer par exploitation, et à moyenner par grand type d'exploitation.	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Permet de prendre en compte les effets possibles de changements réglementaires	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Aggregated results as additional information; Uncertainties at fine resolution	Better fit to process scale; Increases intelligibility; Highlights differences	No		
91	Decrease in agricultural production due to decreased water availability	Baisse de production associée à une diminution de la ressource en eau	PERTP	Baisse de production associée à différentes hypothèses de diminution de la ressource en eau (-10%, -20%, -30%), exprimée en volume et en valeur.	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Permet de prendre en compte les effets possibles de changements réglementaires, notamment pour la filière	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Islet/Field; Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (spatial units); Infra (classes)	graph or map	Complete aggregation (potentially); Classification	Facilitates comparing scenarios; Increases intelligibility	Better fit to process scale; Increases intelligibility	No		
92	Hydropower production from existing plants	Production hydroélectrique à partir des infrastructures existantes	PHE	Production = (débit rivière – débit réservé) x h x durée Valeur = production x prix (10 à 13€/kWh) Avec débit réservé = 1/10 module	experts	Wealth and employment	car la production hydroélectrique se traduit directement en euros.	Model simulation	River/river segment	Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
93	Influence of change in pressure on water quantity	Evolution de la pression sur l'état quantitatif de la ressource	PHY	Bilan hydrologique en moyenne et en dynamique temporelle Bilan = (Q+ETR+DR)/P P: précipitations Q: écoulements ETR: évapotranspiration DR: variation des réserves en eau (sol et sous-sol)	stakeholders+ authors	Political intelligibility; Reproduction of natural capital	L'idée est de voir comment évolue le bilan hydrologique au cours du temps, s'il y a des effets d'entraînement. "On constate à chaque fois qu'on crée de la ressource qu'il y a une course vers la consommation. Créer de la ressource revient toujours à créer un nouveau besoin au final à la prochaine période de sécheresse on va retrouver les mêmes conséquences voire exacerbées." (extrait d'entretien)	Model simulation	Islet/Field	Entire landscape	Landscape	graph	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
94	Pollution from plant protection practices	Pression phytosanitaire	PHYTO	Évaluée qualitativement en fonction : - de la quantité de produits utilisés - du moment des interventions (lessivage ou non)	stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity; Safety		Model simulation	Islet/Field	Basic watershed; Entire landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Partial spatial aggregation	Facilitates comparing scenarios; Aggregated results as additional information	Better fit to process scale;	No		
95	Water potability	Potabilité	POTAB		stakeholders	Safety			Entire water system	Entire water system	Landscape		Not applicable				Not applicable	
96	Pressure on underground water due to withdrawals	Pression de prélèvements sur masses d'eau souterraine	PPNAP	Prélèvements / Recharge des aquifères A calculer en valeur moyenne annuelle sur plusieurs années (dynamique annuelle + moyenne interannuelle)	experts	Reproduction of natural capital		Model simulation	Underground waterbody	Underground waterbody; Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative) or map	Complete aggregation (potentially)	Better fit to process scale; Facilitates comparing scenarios	Yes (complete)	Contextualization		
97	Irrigation precision	Précision de l'irrigation	PRECIRR	évaluée en donnant une "note" aux matériels présents (précision de la dose, facilité de pilotage) PRECIRR = Moyenne des notes pondérée par la surface irriguée	experts	Adjustment potential	Plus l'irrigation est pilotée précisément, plus on peut imaginer pouvoir répartir les départs d'irrigation, même à l'échelle d'une journée.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion; Facilitates comparing scenarios			No	
98	Cumulative daily water withdrawals	Débit prélevé instantané	PRELI	Débit prélevé instantané, sur les bassins réalimentés	experts	Adjustment potential	Plus les prélèvements sont importants et simultanés et plus la gestion des lâchers est difficile	Model simulation	Islet/Field	Basic watershed	Landscape; Infra (spatial units)	graph or map	Partial spatial aggregation	Accuracy of criterion; Better fit to process scale		Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations	
99	Relative variation in the Aveyron riverflow during the tourist period	Variation relative du débit de l'Aveyron pendant la période touristique	QTOUR	Différence entre le débit en situation de référence et le débit sous un scénario donné pendant les mois de juin-septembre et plus particulièrement juillet-août	experts	Wealth and employment; Local identity	C'est une période où la quantité d'eau peut être limitante pour les activités aquatiques	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape	graph or value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
100	Water quality	Qualité de l'eau	QUAL	Absence de pics de pollution	stakeholders	Safety			River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	

101	Two-year flood flow	Régime de crues	RCRUE	Valeur du débit de crue de période 2 ans pour le scénario / Valeur du débit de crue de période 2 ans sans prélèvements	experts; stakeholders	Reproduction of natural capital	La période de retour de 2 ans est importante en termes d'hydromorphologie aussi	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	value (quantitative or qualitative) or map	No				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
102	Cost transfers between water uses	Récupération des coûts entre usages	RECC	Flux de coûts d'un usage vers un autre (coûts supplémentaires induits par un usage qui sont pris en charge par un autre usage) Ex : Si la rivière est polluée et que par conséquent il faut aller chercher de l'eau potable ailleurs (plus chère), la récupération de coût correspond au coût supplémentaire de l'eau potable généré par la pollution de la rivière.	experts	Equity	Indicateur d'équité entre usages	Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	picture/diagram	Not applicable				Not applicable	
103	Renewal rate of underground water stock	Reconstitution du stock des aquifères	RECHAQ	Pluie efficace sur une année comparée au stock total des aquifères (précipitations totales - évapotranspiration) / stock aquifère	experts; stakeholders+ authors	Reproduction of natural capital	La pluie efficace doit normalement permettre de reconstituer intégralement le stock des aquifères en année moyenne	Model simulation	Underground waterbody	Underground waterbody; Entire water system	Landscape; Infra (spatial units)	graph or map	Complete aggregation (potentially)	Better fit to process scale; Facilitates comparing scenarios			No	
104	Number of harvests under wet conditions	Nombre de récoltes en conditions humides	RECHUM	Fréquence annuelle moyenne de récoltes en conditions humides	experts	Reproduction of natural capital	Une récolte en conditions humides abîme le sol (tasse le sol)	Model simulation	Islet/Field	Islet/Field; Agricultural landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation (potentially)	Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios; Increases intelligibility			No	
105	Filling rate of reservoirs	Taux de remplissage des retenues	REMP	Niveau max de remplissage observé / capacité des retenues	experts; stakeholders	Effectiveness	Rend compte du dimensionnement de l'infrastructure par rapport au potentiel de remplissage	Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Increases intelligibility; Uncertainties at fine resolution			No	
106	Distribution of water costs between uses	Répartition du coût entre usages	REPC	Valeur des redevances pour chaque usage (agriculture, eau potable, industrie)	experts	Equity		Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	graph	Not applicable				Not applicable	
107	Distribution of water quantity between uses	Répartition de l'eau entre usages	REPEAU	Pourcentage d'eau alloué à chaque usage. Pour chaque usage : Volume d'eau prélevé par l'usage / Volume d'eau prélevé par l'ensemble des usages (les usages qui ne prélèvent pas d'eau, comme les usages récréatifs et la vie aquatique, ne sont donc pas considérés)	experts	Equity		Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	graph	Not applicable				Not applicable	
108	Temporal distribution of water needs	Répartition temporelle des besoins en eau	REPT	Besoins en eau (tous usages confondus) par décade sur l'ensemble du territoire	experts	Adjustment potential	Plus la demande est simultanée, plus la gestion opérationnelle est difficile.	Model simulation	Islet/Field	Entire landscape	Landscape	graph	Complete aggregation				No	
109	Risk of long-term degradation of farm resilience	Risque d'érosion de la résilience des exploitations à long terme	RESAG	Indicateur composite de "risque" - agronomique : o diversité des cultures (rotations, assolements) o autonomie en intrants (quantité d'intrants achetés) - économique : o Valeur ajoutée des productions o Contraintes de productions (contrats, zones tampons)	stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities	Éléments évoqués comme risques du développement des semences : "impasses agronomiques" à faire semence sur semence risques économiques si l'offre est trop importante	Model simulation	Farm type	Farm type	Landscape; Infra (classes)	graph or picture/diagram	Not applicable				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
110	Number of farms connected to a collectively managed water resource	Nombre d'agriculteurs reliés à une ressource collective	RESCOL	Nombre d'agriculteurs irrigants rattachés à une ressource en eau à gestion collective (ASA)	stakeholders+ authors; experts	Adjustment potential	suppose une meilleure coordination des agriculteurs et des facilités de gestion pour les gestionnaires ; facilite également d'autres types d'échanges (notamment échange de connaissances, de matériel) entre agriculteurs.	Calculations based on scenario data	Agricultural landscape	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
111	Access to resources not connected to a hydrographic network	Accès à des ressources non-connectées	RESNC	surface pouvant être irriguée à partir de ressources non-connectées	experts	Adjustment potential	Donne plus de flexibilité si restrictions, les ressources déconnectées n'y étant pas soumises	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Islet/Field; Agricultural landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation (potentially)	Facilitates comparing scenarios; Increases intelligibility			No	
112	Influence of water-use restrictions on agricultural production	Impact des restrictions sur la production	RESP	Production sans restrictions - production avec restrictions	stakeholders+ authors	Adjustment potential	"Les agriculteurs n'arrivent pas à mener leurs cultures jusqu'au bout". EB Permet de voir à quel point les restrictions pèsent sur la capacité de production des agriculteurs	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Better fit to process scale; Increases intelligibility	No	

113	Volume of rainwater returned to the environment	Eau restituée au milieu	RESTI	Volume d'eau qui retourne au milieu chaque année Drainage + Ruissellement + Ecoulement sub-surface - Irrigation	authors	Reproduction of natural capital	Cet indicateur de bilan permet de voir si les scénarios permettent d'améliorer la quantité d'eau totale restituée au milieu sur l'ensemble du cycle hydrologique	Model simulation	Islet/Field	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion; Better fit to process scale			No	
114	Number of days when flows or water levels restrict use	Nombre de jours avec débits ou hauteurs d'eau qui restreignent les usages	RESTUS	Nombre de jours avec débits ou hauteurs d'eau qui restreignent les usages ; franchissement DCR, débits entraînant des arrêts ARS, débits de crue	experts	Local identity		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative) or graph	No				Yes (complete)	Contextualization
115	Ability of reservoirs to meet farmers' needs	Capacité des retenues à satisfaire les besoins des agriculteurs	RETB	Capacité totale des retenues qui sont vidées alors qu'un agriculteur souhaiterait les utiliser / capacité totale des retenues du territoire	authors	Effectiveness		Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	value (quantitative or qualitative) or graph	Complete aggregation	Social rationality; Facilitates comparing scenarios			No	
116	Hydrological regime	Régime hydrologique	RHY	Dynamique des débits (variations saisonnières et crues) évaluée dans sa capacité à assurer un "bon fonctionnement" des cours d'eau	stakeholders+ authors	Reproduction of natural capital; Preservation of biodiversity	d'un point de vue saisonnalité et d'un point de vue naturalité du régime hydrologique, d'un point de vue écologie fonctionnelle d'un cours d'eau, le régime hydrologique faut le voir comme un poumon à l'échelle d'un cours d'eau, c'est ce qui règle les dynamiques de populations, il faut qu'y est des périodes d'hautes eaux en hivers, ce sont ces périodes qui vont faire qu'on va avoir des habitats ennoyés, qui vont permettre la reproduction des poissons etc, il faut qu'il y ait des crues, donc des phénomènes plus ponctuels plus violents, qui vont nettoyer les cours d'eau, qui vont jouer sur la dynamique fluviale, redispenser la granulométrie,	Model simulation	River/river segment; River outlet/river node	River/river segment; River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	graph or map	No				Yes (complete)	Contextualization; Lack of knowledge
117	Robustness of farming systems to price fluctuations	Robustesse des systèmes d'exploitations aux variations de prix	ROBPX	Variabilité de la marge brute des systèmes d'exploitations suivant un tirage aléatoire des prix de vente des productions	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Evolution des prix fortement imprévisible; il est donc intéressant de regarder quels types d'exploitations y sont le plus vulnérables et si dans l'ensemble, les systèmes d'exploitation du territoire permettent d'accuser plus ou moins bien ce type de variations.	Model simulation	Farm; Farm type	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation	Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios; Uncertainties at fine resolution			No	
118	Yield of agricultural production compared to potential yield	Rendement des productions par rapport à leur potentiel	RTPOT	Rendement observé / rendement potentiel (en irrigation non-limitante)	stakeholders+ authors	Effectiveness		Model simulation	Islet/Field; Crop type	Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation; Classification	Social rationality; Facilitates comparing scenarios	Increases intelligibility		No	
119	Runoff coefficient of upstream areas	Coefficient de ruissellement des surfaces	RUIS	Coefficient de ruissellement en amont des zones inondables = rapport entre la hauteur d'eau ruisselée à la sortie d'une surface considérée (dite "pluie nette") et la hauteur d'eau précipitée (dite "pluie brute").	stakeholders	Safety	"On est sur des zones de confluence où tout ce qu'a pu subir le BV à l'amont se retrouve exacerbé ici. Dans ces zones de confluence et les zones basses de BV. (...)C'est facile à constater, lorsqu'on a un épisode pluie, on a de l'eau qui ruisselle sur une parcelle où ya aucune végétation, on a rapidement un coefficient de ruissellement d'un béton. Il est pas absolument nécessaire d'invoquer les changements climatiques pour expliquer qu'un orage de 30mm qui dans le passé ne causait pas d'inondations actuellement en cause. "	Model simulation	Specific zone	Specific zone	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization

120	Sensitivity of crop types to variations in subsidies	Sensibilité aux variations en aides des différents types de culture	SAIDC	Evaluation du risque à la baisse des aides apportées à l'ensemble des cultures du territoire à partir de l'évolution observée actuellement dans les volumes d'aides alloués aux différents types de cultures. Il s'agit de mettre en évidence si les types de culture que l'on retrouve sur le territoire dans un scénario font ou non partie de ceux les plus affectés par des diminutions d'aides.	experts	Long-term adaptability of water-use activities	On suppose que les tendances observées au niveau des aides sur la période passée vont se poursuivre. L'activité agricole sera plus vulnérable si les aides allouées sont très instables (et représentent une part importante du revenu des agriculteurs)	Calculations based on scenario data	Crop type	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
121	Sensitivity of farms to subsidies	Sensibilité aux aides des exploitations	SAIDEA	Montant des aides / excédent brut d'exploitation	experts; stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Reflette une forme de dépendance aux aides	Model simulation	Farm; Farm type	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation; Classification (potentially)	Facilitates comparing scenarios		Classification results as potential additional information	No	
122	Healthiness of production	Qualité sanitaire des productions	SANP	Indicateur comprenant deux valeurs : - le % de productions en agriculture biologique - l'Indice de Fréquence de Traitement total du territoire (estimé en associant un IFT à chaque ITK)	experts; stakeholders+ authors	Food security	% en AB se réfère aux productions en elles-mêmes, IFT se réfère aux pollutions sur le territoire	Model simulation	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Accuracy of criterion			No	
123	Sensitivity of farming systems to variations in price	Sensibilité des systèmes d'exploitations aux variations de prix	SEAP	indicateur qualitatif avec trois composantes : oMaîtrise de la valorisation : capacité de stockage, filières courtes oDiversité de productions (nb de productions) oProductions contractualisées	experts	Long-term adaptability of water-use activities		Expert estimates	Farm type	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Not applicable	Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios			No	
124	Gross margin of farms under a drought scenario	Marge des exploitations sous un scénario de sécheresse	SECMB	Indicateur à calculer à deux échelles : -Exploitation : variation des marges des différentes exploitations sous un scénario de sécheresse (ou scénario climatique) par rapport à une série climatique "normale" -Territoire : variation de la somme des marges des exploitations sous scénario sécheresse (ou scénario climatique) par rapport à une série climatique "normale"	experts	Long-term adaptability of water-use activities		Model simulation	Farm; Agricultural landscape	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios; Uncertainties at fine resolution		Increases intelligibility; Highlights differences	No	
125	River flows under predicted climate change	Débits sous une série climatique modifiée	SECC	Débits journaliers (ou par décade ou mensuels) des cours d'eau référencés sous une série climatique future ou série modifiée (répétition plus fréquente d'années "mauvaises")	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Donne des informations sur les restrictions et l'eau disponible etc. utiles aux agriculteurs ou gestionnaires. Pour les aspects hydrologiques, les hydrologues préféreront l'utilisation de scénarios climatiques.	Model simulation	River/river segment; River outlet/river node	River/river segment; River outlet/river node	Landscape; Infra (spatial units)	graph or map	No			Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations	
126	Crop yields under predicted climate change	Rendements des cultures sous une série climatique modifiée	SECRT	Pour chaque culture : Volume produit / surface de production. Série modifiée = répétition plus fréquente d'années "mauvaises" ou scénario climatique	experts	Long-term adaptability of water-use activities		Model simulation	Islet/Field	Entire landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	graph or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility; Highlights differences	No	
127	Security of the water supply	Sécurisation des approvisionnements en eau du territoire	SECU	Estimée à partir de plusieurs indicateurs : - Capacité de soutien étiage - Niveau d'indépendance du territoire pour la satisfaction de ses besoins (notamment par rapport au complexe de Pareloup)	stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities	Le soutien d'étiage permet de soutenir de nombreuses activités économiques dépendantes de l'eau. Les décisions concernant Pareloup, en particulier les contrats signés, ne sont pas contrôlées en local.	Calculations based on scenario data	Reservoirs	Entire water system	Landscape	graph	Complete aggregation	Better fit to process scale			No	
128	Irrigable area	Surface irrigable	SIRR	Surface agricole bénéficiant d'un accès à un matériel d'irrigation.	experts; stakeholders	Long-term adaptability of water-use activities	Plus il y a de surface irrigable, plus il est facile de passer de cultures irriguées à des cultures non-irriguées et aussi de faciliter l'installation d'agriculteurs.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Islet/Field; Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or map	Complete aggregation	Facilitates comparing scenarios		Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations	
129	Number of days with bare soil	Nombre de jours en sol nus	SOLNU	Nombre de jours en sol nus pendant l'hiver sur plusieurs années	experts	Reproduction of natural capital		Model simulation	Islet/Field	Islet/Field; Agricultural landscape	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation (potentially)	Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios			No	
130	Degree of farm specialization	Taux de spécialisation des exploitations	SPEA	Part du chiffre d'affaire générée par l'activité la plus importante (hors aides et subventions). Seuils : > 80% 50-80% 25-50% <25%	experts; stakeholders+ authors	Long-term adaptability of water-use activities	Le taux de spécialisation renvoie à la diversité des sources de revenus. Le chiffre peut varier d'un scénario à l'autre, car il dépend à la fois des types de production et du chiffre d'affaire des exploitations	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)	graph	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility; Highlights differences	No	

131	Degree of specialization at the landscape scale	Taux de spécialisation du territoire	SPTER	Part du chiffre d'affaire générée par l'activité la plus importante Seuils : > 80% 50-80% 25-50% <25% Ou représentation des différentes sources de revenus sur le territoire	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Le taux de spécialisation renvoie à la diversité des sources de revenus	Model simulation	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or graph	Not applicable				Not applicable	
132	Economic relevance of quality labels	Signes de qualité	SQUAL	Cet indicateur comprendrait : - le pourcentage d'exploitations inscrites sous signe de qualité - Les pourcentage de volumes produits sous signe de qualité (toutes productions confondues) - La part du chiffre d'affaire du territoire assurée par les productions de qualité (CA prod qualité / CA tot). Pour cet indicateur, il faut éventuellement distinguer les signes de qualité très spécifiques au territoire (qui n'existent quasiment que sur ce territoire) et ceux qui existent à une échelle plus large.	experts; stakeholders+ authors	Local identity	Le maintien de signes de qualité très spécifiques au territoire est un bon indicateur de la spécificité territoriale de la production agricole	Calculations based on scenario data	Farm; Crop type	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Complete aggregation	Accuracy of criterion; Uncertainties at fine resolution			No	
133	Underground water volume	Volume stocké dans les aquifères	STNAP	Volume d'eau stocké dans les aquifères en moyenne annuelle sur plusieurs années pour chaque scénario (en relatif par rapport au volume stocké en absence de prélèvement) STNAP = Vol stocké par an scénario / Vol stocké par an sans prélèvements	experts	Reproduction of natural capital	Ce ratio a pour but de mettre en évidence des altérations du stockage d'eau dans les aquifères : plus le ratio sera proche de 1, et plus le système sera proche de son fonctionnement naturel.	Model simulation	Underground waterbody	Underground waterbody; Entire water system	Landscape; Infra (spatial units)	map or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Better fit to process scale; Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios			No	
134	Available water stock at the end of each irrigation season	Volume d'eau stocké disponible en fin de saison	STOCK	Volume d'eau qui reste dans les réserves de soutien d'étiage à la fin de la campagne d'irrigation.	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Indicateur qui permet d'évaluer la capacité à créer des réserves au cas où l'année suivante serait sèche	Model simulation	Reservoirs	Entire water system; Reservoirs	Landscape; Infra (spatial units)	graph	Complete aggregation (potentially)	Facilitates comparing scenarios			Yes (complete)	Contextualization
135	Mean size of fields	Taille moyenne des parcelles	TAILP		experts	Preservation of biodiversity	Bon indicateur pour la biodiversité commune, à l'échelle locale.	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
136	Water temperature	Température de l'eau	TEAU	évaluée en relatif par rapport à des cours d'eau "naturels" : TEAU= Tscénario - Tnaturel Tscénario= température de l'eau moyenne pendant l'étiage dans le scénario Tnaturel=température de l'eau moyenne pendant l'étiage en absence d'infrastructure de stockage et de prélèvements	stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity	Si la température est basse, cela permet d'avoir une plus grande quantité d'O2 dissous. Certaines espèces peuvent aussi être sensibles à des changements de température, même faibles.	Model simulation	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Lack of knowledge
137	Quality of production for food processing	Qualités pour la transformation en aliment	TRANSFO	Indicateur s'appliquant aux productions qui nécessitent une transformation : oTeneur ehuile (tournesol) o Teneur en protéine (blé) oQualité des produits d'élevage (rapport TB/TP)	experts	Food security	Rentre dans les qualités nutritionnelles des aliments : huile de meilleure qualité, farine de meilleure qualité, fromages de meilleure qualité	Expert estimates	Crop type	Crop type	Landscape; Infra (classes)	graph or value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Yes (complete)	Contextualization; Promotes multiple interpretations
138	Average water transfer time from reservoirs to withdrawal points	Temps moyen de transfert de l'eau	TTRANS	Temps nécessaire en moyenne pour qu'un m3 d'eau destocké parvienne aux points de prélèvements (sur les bassins réalimentés)	experts	Effectiveness; Adjustment potential	indicateur qui intègre à la fois la question de l'infrastructure (plus elle est éloignée et plus il faut de temps) et de la demande (les ouvrages les plus éloignés comme Pareloup ont-ils besoin d'être sollicités) et des débits (la vitesse de l'eau varie en fonction du débit des cours d'eau). Plus le temps de parcours est long et moins on est réactif à la demande et plus il y a de pertes sur le réseau.	Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative) or map	No				Yes (complete)	Contextualization
139	Use rate of reservoirs	Taux d'utilisation annuel des retenues	UTRET	Rapport entre le volume total d'eau utilisée dans les différentes retenues individuelles et collectives et le volume total stocké dans celles-ci.	stakeholders+ authors; experts	Effectiveness	Cet indicateur permet d'observer s'il y a un surdimensionnement des infrastructures par rapport aux besoins, ou autrement dit la capacité de stockage non-utilisée	Model simulation	Reservoirs	Entire water system	Landscape	graph	Complete aggregation	Social rationality; Accuracy of criterion (spatialization as "noise"); Uncertainties at fine resolution			No	

140	Use rate of low-water support reservoirs	Taux d'utilisation annuel des réserves de soutien d'étiage	UTSE	Rapport entre le volume total utilisé et le volume total d'eau stocké dans les réserves de soutien d'étiage	experts	Effectiveness		Model simulation	Reservoirs	Entire water system; Reservoirs	Landscape	graph or map	Complete aggregation (potentially)	Aggregated results as additional information			Yes (complete)	Contextualization
141	Water incorporated in each tonne and each euro of agricultural product	Valorisation de l'eau	VALEAU	Comprend deux valeurs : - quantité d'eau reçue (précipitation + irrigation) / tonne de matière sèche - quantité d'eau reçue / marge semi-nette	experts; stakeholders+ authors	Effectiveness	Permet de mesurer la quantité d'eau "incorporée" dans chaque grain et dans chaque euro.	Model simulation	Islet/Field; Crop type	Farm type; Islet/Field; Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (spatial units); Infra (classes)	graph or map	Complete aggregation; Classification	Social rationality; Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility	No	
142	Value of labor	Valorisation du travail	VALOL	Marge brute / charge de travail	stakeholders+ authors	Effectiveness	Représente à la fois de la pénibilité et de l'argent	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Facilitates comparing scenarios		Classification results as potential additional information; Highlights differences	No	
143	Ease of changing to drought-resistant crop varieties	Facilité de passage à des variétés résistantes à la sécheresse	VAR	Estimation à dire d'experts de la capacité des exploitations à passer à des variétés plus résistantes à la sécheresse dans chaque scénario	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Rend compte des capacités d'adaptation au changement climatique	Expert estimates	Farm type	Farm type; Agricultural landscape	Landscape; Infra (classes)		Not applicable				Not applicable	
144	Farms with increased/decreased irrigation costs	Exploitations ayant subi une augmentation / diminution du coût de l'eau à l'ha	VARCEAU	Nombre d'exploitations ayant subi une augmentation ou diminution du coût de l'eau par rapport à la situation de départ. (avec paliers -20%, -10%, +10% etc.)	experts	Equity	met en évidence s'il y a ou non continuité historique et où (chez qui) se situent les changements	Calculations based on scenario data	Farm	Farm; Farm type; Agricultural landscape	Landscape	graph or map	Complete aggregation; Classification (potentially)	Facilitates comparing scenarios		Classification results as potential additional information	Yes (complete)	Promotes multiple interpretations; Variability in interpretations
145	Number of farms with increased/decreased amounts of water	Pourcentage d'agriculteurs ayant gagné / perdu de l'eau	VAREAU	% d'agriculteurs ayant gagné ou perdu de l'eau par rapport à la situation de départ. (avec paliers -20%, -10%, +10% etc.)	experts	Equity	On regarde ici la dotation par rapport à l'historique	Model simulation	Farm	Farm type; Agricultural landscape	Landscape	graph	Complete aggregation; Classification	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)		Highlights differences; Accuracy of criterion	Yes (complete)	Variability in interpretations
146	High variations in water flow within one day	Variations importantes de débits au cours d'une même journée	VARIQ	Identification des zones risquant de souffrir d'un écart entre débit max et débit min au cours d'une même journée	experts	Preservation of biodiversity	Si fortes variations dans une journée, les espèces n'ont pas le temps de "se cacher". La question des variations interjournalières se pose particulièrement dès qu'il y a plus d'un usage sur un segment de cours d'eau (irrigation, eau potable, hydroélectricité).	Expert estimates	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization
147	Areas with increased/decreased irrigation water	Surfaces nouvellement ou plus irriguées	VARSIIR	Carte des surfaces nouvellement ou plus irriguées par rapport à la situation de départ	experts	Equity	Equity en termes spatiaux, relative à l'historique. Permet de voir si les surfaces irriguées gagnées / perdues se répartissent équitablement entre "terroirs"	Model simulation	Islet/Field	Islet/Field	Landscape	map	No				Yes (complete)	Promotes multiple interpretations; Variability in interpretations
148	Local retention of added-value agriculture	Maintien de la valeur ajoutée sur le territoire	VATER	Estimation à dire d'experts des effets des scénarios sur : -ole nombre de signes de qualité -oles filières courtes -oles filières à haute valeur ajoutée -oles activités touristiques	experts; stakeholders+ authors	Wealth and employment	VA qui se traduit en termes d'emploi sur le territoire	Expert estimates	Entire landscape	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative) or picture/diagram	Not applicable				Not applicable	
149	Volume of water running through the outlet	Volume écoulé	VECOUL	Volume annuel d'eau écoulé à l'outoaire pour le scénario / volume annuel écoulé sans prélèvements	experts	Reproduction of natural capital		Model simulation	River outlet/river node	River outlet/river node	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	

150	Non-farmer perception of irrigation	Perception de l'irrigation par les non-agriculteurs	VISIRR	Visuel dégagé par l'irrigation, en lien avec : - matériel d'irrigation - période d'irrigation - période de restrictions des usages	stakeholders+ authors	Political intelligibility	"C'est vrai que chaque année on a toujours ce balancier entre l'agriculteur qui arrose son maïs quand il fait super chaud et les urbains qui râlent : Toujours cette histoire d'eau, pas pouvoir laver ses voitures. Ya toujours ce distinguo entre le monde agricole et le non-agricole. On voit toujours la culture du maïs comme très consommatrice d'eau, alors qu'il faut savoir qu'elle l'est moins que un blé, mais c'est pas à la même époque de l'année, donc le visuel reste différent. L'interprétation est pas la même." (extrait d'entretien)	Calculations based on scenario data	Islet/Field	Agricultural landscape	Landscape	picture/diagram or value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
151	Soil life	Vie des sols	VISOL	liée aux pratiques agricoles et à l'artificialisation des sols	stakeholders	Reproduction of natural capital			Entire landscape	Entire landscape	Landscape		Not applicable				Not applicable	
152	Relation between a farm's production value and irrigation costs	Valeur de production rapportée aux charges d'irrigation pour les exploitations	VPIRR	Comprend deux valeurs : - efficacité économique : Valeur de la production / charges d'irrigation par exploitation - efficacité de l'eau : Valeur de la production / volume d'eau d'irrigation	experts; stakeholders	Effectiveness	efficacité économique de l'irrigation au niveau des exploitations	Model simulation	Islet/Field	Farm type; Agricultural landscape; Crop type	Landscape; Infra (classes)	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation; Classification	Aggregated results as additional information; Facilitates comparing scenarios		Increases intelligibility	No	
153	Relation between the value of agricultural production and cumulative irrigation costs	Valeur de production rapportée aux charges d'irrigation pour le territoire agricole	VPIRRTER	Valeur globale de la production agricole (vol*prix) / dépenses liées à l'irrigation. Les dépenses incluent l'ensemble des coûts de gestion, infrastructure et entretien pour l'irrigation.	experts; stakeholders+ authors	Effectiveness	efficacité économique de l'irrigation au niveau du territoire	Model simulation	Entire landscape; Islet/Field	Entire landscape	Landscape	value (quantitative or qualitative)	Complete aggregation	Intrinsically landscape-scale indicator (spatialization to obtain information)			No	
154	Restrictions on the drinking water supply during peak demand	Contraintes sur l'approvisionnement en eau potable au moment du pic de demande	VULAEP	Existence et nombre de contraintes le jour de pointe et le mois de pointe de demande en eau potable. Contraintes = baisse du débit instantané, problème de qualité (température, matières en suspension), mesures de restrictions d'usages (lavage de voitures, remplissage piscine, arrosage)	experts	Long-term adaptability of water-use activities	Indicateur de vulnérabilité de l'approvisionnement en eau potable.	Model simulation	Entire water system	Entire water system	Landscape	picture/diagram or value (quantitative or qualitative)	Not applicable				Not applicable	
155	Ecological cost of the water-storage infrastructure	Coût écologique des infrastructures de stockage	ZH	Évalué à partir des habitats présents avant l'implantation de nouvelles infrastructures, en particulier les habitats remplissant des fonctions écologiques importantes (Zones humides, forêts...)	stakeholders+ authors	Preservation of biodiversity		Calculations based on scenario data	Reservoirs	Reservoirs	Landscape	map	No				Yes (complete)	Contextualization; Lack of knowledge
156	Ability of the scenario to promote a "good" state of rivers	Capacité du scénario à favoriser le bon état des cours d'eau	ZONBE	Évaluation qualitative par zonage des effets des scénarios sur la qualité écologique et chimique des cours d'eau	experts	Political intelligibility	Intérêt du zonage : par ex, le scénario de construction d'une grande retenue favorise l'amélioration de l'état des petits affluents.	Expert estimates	River/river segment	River/river segment	Landscape; Infra (spatial units)	map	No				Yes (complete)	Contextualization

Liste complète des références

Abbot, J., & Guijt, I. (1998). *Changing views on change: participatory approaches to monitoring the environment*. IIED. Consulté à l'adresse

Agence de l'Eau Adour-Garonne. (2017). *Etude pour le renforcement des actions d'économies d'eau en irrigation dans le bassin Adour-Garonne - Tâches 3 et 4* (No. CEREG-ER15040) (p. 111).

Ahrenz, H., & Kantelhardt, J. (2009). Accounting for farmers' production responses to environmental restrictions within landscape planning. *Land Use Policy*, 26(4), 925-934. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.11.003>

Alcamo, J. (2008). Chapter six the SAS approach: combining qualitative and quantitative knowledge in environmental scenarios. *Developments in integrated environmental assessment*, 2, 123-150.

Alessa, L. (Naia), Kliskey, A. (Anaru), & Brown, G. (2008). Social-ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social-ecological space. *Landscape and Urban Planning*, 85(1), 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.007>

Aliyu, M., & Ludin, A. N. B. M. (2015). A Review of Spatial Multi Criteria Analysis (SMCA) Methods for Sustainable Land Use Planning (SLUP). *planning*, 2(9). Consulté à l'adresse <http://www.jmest.org/wp-content/uploads/JMESTN42351081.pdf>

Alkan Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L. M., Ewert, F., Knapen, R., Therond, O., ... Bezlepkina, I. (2009). A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. *Environmental Science & Policy*, 12(5), 562-572. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.012>

Allain, S., Obiang Ndong, G., Lardy, R., & Leenhardt, D. (soumis). Strategies for improving the quantitative status of water in agricultural landscapes – a contribution from integrated assessment and modeling. *Agronomy for Sustainable Development*.

Allain, S., Plumecocq, G., & Leenhardt, D. (2016). La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche ingénierique. Présenté à Aborder les problèmes d'environnement comme des situations de gestion?, Strasbourg. Consulté à l'adresse http://geste.engees.eu/pieces%20jointes/AtelierSGE_Programme.pdf

Allain, S., Plumecocq, G., & Leenhardt, D. (2017). How Do Multi-criteria Assessments Address Landscape-level Problems? A Review of Studies and Practices. *Ecological Economics*, 136, 282-295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.011>

Allain, S., Plumecocq, G., & Leenhardt, D. (2018). Post-normal science in practice: a method proposal and its application to agricultural water management. Présenté à 13th European IFSA Symposium, Chania.

- Allain, S., Plumecocq, G., & Leenhardt, D. (2018). Spatial aggregation of indicators in sustainability assessments: Descriptive and normative claims. *Land Use Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.038>
- Amigues, J.-P., Debaeke, P., Itier, B., Lemaire, G., Seguin, B., Tardieu, F., & Thomas, A. (2006). *Adapter l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport* (INRA). France.
- Antrop, M. (2000). Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(1-2), 17-28. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00089-4)
- Antrop, M. (2005). Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70(1-2), 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.002>
- Antunes, P., Kallis, G., Videira, N., & Santos, R. (2009). Participation and evaluation for sustainable river basin governance. *Ecological Economics*, 68(4), 931-939. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.004>
- Arciniegas, G. A., & Janssen, R. (2009). Using a touch table to support participatory land use planning. *18th World Imacs Congress and Modsim09 International Congress on Modelling and Simulation: Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences*, 2206-2212.
- Arciniegas, G., & Janssen, R. (2012). Spatial decision support for collaborative land use planning workshops. *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 332-342. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.004>
- Arciniegas, G., Janssen, R., & Omtzigt, N. (2011). Map-based multicriteria analysis to support interactive land use allocation. *International Journal of Geographical Information Science*, 25(12), 1931-1947. <https://doi.org/10.1080/13658816.2011.556118>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Mutiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Ascough, J. C., Maier, H. R., Ravalico, J. K., & Strudley, M. W. (2008). Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling*, 219(3-4), 383-399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.015>
- Astier, M., Garcia-Barríos, L., Galvan-Miyoshi, Y., Gonzalez-Esquivel, C. E., & Masera, O. R. (2012). Assessing the Sustainability of Small Farmer Natural Resource Management Systems. A Critical Analysis of the MESMIS Program (1995-2010). *Ecology and Society*, 17(3), 25. <https://doi.org/10.5751/ES-04910-170325>
- Averna Valente, R. de O., & Vettorazzi, C. A. (2008). Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. *Forest Ecology and Management*, 256(6), 1408-1417. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.006>

- Barataud, F., Arrighi, A., & Durpoix, A. (2015). Mettre cartes sur table et parler de son territoire de l'eau : un (en)jeu pour les acteurs? *VertigoO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 15 Numéro 3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.16766>
- Barnaud, C., Trébuil, G., Promburom, P., & Bousquet, F. (2008). La modélisation d'accompagnement pour une gestion concertée des ressources renouvelables en Thaïlande. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, (303-304-305), 39-59. <https://doi.org/10.4000/economierurale.512>
- Barnaud, C., & Van Paassen, A. (2013). Equity, Power Games, and Legitimacy: Dilemmas of Participatory Natural Resource Management. *Ecology and Society*, 18(2). <https://doi.org/10.5751/ES-05459-180221>
- Barreteau, O., Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Boissau, S., Bousquet, F., ... Weber, J. (2003). Our companion modelling approach. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6(1). Consulté à l'adresse <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/1.html>
- Barreteau, O., Bots, P., & Daniell, K. (2010). A Framework for Clarifying Participation in Participatory Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. *Ecology and Society*, 15(2), 22 p.
- Barry, J., & Proops, J. (1999). Seeking sustainability discourses with Q methodology. *Ecological Economics*, 28(3), 337-345. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00053-6)
- Bastian, O. (2001). Landscape Ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, 16(8), 757-766. <https://doi.org/10.1023/A:1014412915534>
- Béjean, S., Midy, F., & Peyron, C. (1999). *La rationalité simonienne: Interprétations et enjeux épistémologiques* (LATEC - Document de travail - Economie (1991-2003) No. 1999-14). LATEC, Laboratoire d'Analyse et des Techniques Economiques, CNRS UMR 5118, Université de Bourgogne. Consulté à l'adresse <http://econpapers.repec.org/paper/latlateco/1999-14.htm>
- Bell, M. L., Hobbs, B. F., Elliott, E. M., Ellis, H., & Robinson, Z. (2001). An evaluation of multi-criteria methods in integrated assessment of climate policy. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10(5), 229-256. <https://doi.org/10.1002/mcda.305>
- Bell, S., & Morse, S. (2004). Experiences with sustainability indicators and stakeholder participation: a case study relating to a 'Blue Plan' project in Malta. *Sustainable Development*, 12(1), 1-14. <https://doi.org/10.1002/sd.225>
- Benoît, M., Rizzo, D., Marraccini, E., Moonen, A. C., Galli, M., Lardon, S., ... Bonari, E. (2012). Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landscape Ecology*, 27(10), 1385-1394. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9802-8>
- Bergez, J. E., Leenhardt, D., Colomb, B., Dury, J., Carpani, M., Casagrande, M., ... Willaume, M. (2012). Computer-model tools for a better agricultural water management: Tackling managers' issues at different scales – A contribution from systemic agronomists. *Computers and Electronics in Agriculture*, 86, 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2012.04.005>

- Bergez, J.-E., Chabrier, P., Garcia, F., Gary, C., Makowski, D., Quesnel, G., ... Wallach, D. (2009). Record: a new software platform to model and simulate cropping systems. *Farming System Design*, Monterey, CA.
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2002). *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press.
- Berkes, F., Folke, C., & Colding, J. (2000). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press.
- Bland, W. L. (1999). Toward integrated assessment in agriculture. *Agricultural Systems*, 60(3), 157-167. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(99\)00025-6](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(99)00025-6)
- Blot, F. (2006). Gestion de l'eau et modèle de développement en débat en Espagne. *Confluences Méditerranée*, (58), 77-89. <https://doi.org/10.3917/come.058.0077>
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., & Plantureux, S. (2009). Agri-Environmental Indicators to Assess Cropping and Farming Systems: A Review. In E. Lichtfouse, M. Navarrete, P. Debaeke, S. Véronique, & C. Alberola (Éd.), *Sustainable Agriculture* (p. 725-738). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_44
- Böhringer, C., & Jochem, P. E. P. (2007). Measuring the immeasurable — A survey of sustainability indices. *Ecological Economics*, 63(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.008>
- Boiffin, J., Benoît, M., Bail, M. L., Papy, F., & Stengel, P. (2014). Agronomie, espace, territoire : travailler « pour et sur » le développement territorial, un enjeu pour l'agronomie. *Cahiers Agricultures*, 23(2), 72-83. <https://doi.org/10.1684/agr.2014.0688>
- Bonin, M., Thinon, P., Caron, P., Cheylan, J.-P., & Clouet, Y. (2001). Territoire, zonage et modélisation graphique : recherche-action et apprentissage / Territory, zoning and graph modelling: concerted applied research and training. *Géocarrefour*, 76(3), 241-252. <https://doi.org/10.3406/geoca.2001.2562>
- Borouhaki, S., & Malczewski, J. (2010). Measuring consensus for collaborative decision-making: A GIS-based approach. *Computers Environment and Urban Systems*, 34(4), 322-332. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2010.02.006>
- Bossel, H. (1996). Deriving indicators of sustainable development. *Environmental Modeling & Assessment*, 1(4), 193-218. <https://doi.org/10.1007/BF01872150>
- Bousquet, F., & Le Page, C. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176(3), 313-332. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.011>
- Bousquet, F., Trébuil, G., Boissau, S., Baron, C., d'Aquino, P., & Castella, J.-C. (2005). Knowledge integration for participatory land management: The use of multi-agent simulations

and a companion modelling approach. *Participatory approaches for sustainable land use in Southeast Asia*. White Lotus, Bangkok, 291–310.

Brandt, P., Ernst, A., Gralla, F., Luederitz, C., Lang, D. J., Newig, J., ... von Wehrden, H. (2013). A review of transdisciplinary research in sustainability science. *Ecological Economics*, 92, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.04.008>

Brans, J. P., & Vincke, P. (1985). Note—A Preference Ranking Organisation Method. *Management Science*, 31(6), 647–656. <https://doi.org/10.1287/mnsc.31.6.647>

Budds, J. (2009). Contested H2O: Science, policy and politics in water resources management in Chile. *Geoforum*, 40(3), 418–430. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.12.008>

Campo, P. C., Bousquet, F., & Villanueva, T. R. (2010). Modelling with stakeholders within a development project. *Environmental Modelling & Software*, 25(11), 1302–1321. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.01.005>

Carluer, N., Babut, M., Belliard, J., Bernez, I., Burger-Leenhardt, D., Dorioz, J. M., ... Habets, F. (2016a). Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. *Rapport de synthèse*.

Carluer, N., Babut, M., Belliard, J., Bernez, I., Burger-Leenhardt, D., Dorioz, J. M., ... Habets, F. (2016b). Joint collective assessment: cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment. *Rapport de synthèse*. Consulté à l'adresse <https://expertise-impact-cumule-retenu.es.irstea.fr/wp-content/uploads/2016/05/Summary-report-Cumulative-impact-of-reservoirs-on-the-aquatic-environmentBibliographical-references.pdf>

Caron, P. (2005). À quels territoires s'intéressent les agronomes? Le point de vue d'un géographe tropicaliste, What kind of territories are agronomists interested in? A tropical geographer's perspective. *Natures Sciences Sociétés*, 13(2), 145–153.

Caron, P., & Cheylan, J.-P. (2005). Donner sens à l'information géographique pour accompagner les projets de territoire: cartes et représentations spatiales comme supports d'itinéraires croisés. *Géocarrefour*, 80(2), 111–122. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.1031>

Carver, S. J. (1991). Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 5(3), 321–339. <https://doi.org/10.1080/02693799108927858>

Castella, J.-C., Boissau, S., Trung, T. N., & Quang, D. D. (2005). Agrarian transition and lowland–upland interactions in mountain areas in northern Vietnam: application of a multi-agent simulation model. *Agricultural Systems*, 86(3), 312–332. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.11.001>

Chakroun, H., Chabaane, Z. L., & Benabdallah, S. (2015). Concept and prototype of a spatial decision support system for integrated water management applied to Ichkeul Basin, Tunisia. *Water and Environment Journal*, 29(2), 169–179. <https://doi.org/10.1111/wej.12095>

- Chamaret, A., O'Connor, M., & Douguet, J.-M. (2009). KerDST: The Kerbabel™ on-line deliberation support tool. *Centre of economics and ethics for environment and development. University of Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines: France*. Consulté à l'adresse http://www.publicsphereproject.org/events/diac08/proceedings/06.KerDST.Chamaret_et_al.pdf
- Chanal, V., Lesca, H., & Martinet, A.-C. (1997). Vers une ingénierie de la recherche en sciences de gestion. *Revue Française de Gestion*, (116), 41–51.
- Choo, E. U., Schoner, B., & Wedley, W. C. (1999). Interpretation of criteria weights in multicriteria decision making. *Computers & Industrial Engineering*, 37(3), 527–541.
- Chopin, P., Blazy, J.-M., Guindé, L., Tournebize, R., & Doré, T. (2017). A novel approach for assessing the contribution of agricultural systems to the sustainable development of regions with multi-scale indicators: Application to Guadeloupe. *Land Use Policy*, 62, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.12.021>
- Clavel, L., Charron, M.-H., Therond, O., & Leenhardt, D. (2012). A Modelling Solution for Developing and Evaluating Agricultural Land-Use Scenarios in Water Scarcity Contexts. *Water Resources Management*, 26(9), 2625-2641. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0037-x>
- Clavel, L., Soudais, J., Baudet, D., & Leenhardt, D. (2011). Integrating expert knowledge and quantitative information for mapping cropping systems. *Land Use Policy*, 28(1), 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.05.001>
- Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., & Therond, O. (2015). The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil water content for irrigated crops equally well with limited data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 206, 55-68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.011>
- Costanza, R. (1992). *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... others. (1998). The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological economics*, 25(1), 67–72.
- Cristofari, H. (2018). *Une analyse pragmatiste des processus d'apprentissage en agroécologie : le cas de l'agriculture de conservation*. Thèse de doctorat, Toulouse.
- Cumming, G. S. (2011). Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecology*, 26(7), 899-909. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9623-1>
- Cumming, G. S., Olsson, P., Chapin, F. S., & Holling, C. S. (2012). Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 1139-1150. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9725-4>
- Daily, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
Consulté à l'adresse

<https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=9xGTDgPZI50C&oi=fnd&pg=PR13&dq=costanza+daly+ecosystem+services&ots=nQ4I0y0kuL&sig=EFNbE3DQjbHJ77j2hXQsim9nL4>

Davies, W. J., Zhang, J., Yang, J., & Dodd, I. C. (2011). Novel crop science to improve yield and resource use efficiency in water-limited agriculture. *The Journal of Agricultural Science*, 149(S1), 123-131. <https://doi.org/10.1017/S0021859610001115>

de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

De Marchi, B., Funtowicz, S. O., Lo Cascio, S., & Munda, G. (2000). Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics*, 34(2), 267-282. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00162-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00162-2)

Debaeke, P., & Aboudrare, A. (2004). Adaptation of crop management to water-limited environments. *European Journal of Agronomy*, 21(4), 433-446. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2004.07.006>

Debril, T., & Therond, O. (2012). Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en oeuvre de la réforme des volumes prélevables: le cas du bassin Adour-Garonne. *Agronomie, Environnement et Sociétés*, 2(2), 127-138.

Delmotte, S., Lopez-Ridaura, S., Barbier, J.-M., & Wery, J. (2013). Prospective and participatory integrated assessment of agricultural systems from farm to regional scales: Comparison of three modeling approaches. *Journal of Environmental Management*, 129, 493-502. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.001>

Densham, P. J. (1991). Spatial decision support systems. *Geographical information systems: Principles and applications*, 1, 403-412.

Desrosières, A. (1997). Réfléter ou instituer: l'invention des indicateurs statistiques. *Les indicateurs socio-politiques aujourd'hui*, Paris: L'Harmattan, 15-33.

Dessein, J., & Nevens, F. (2007). 'I'm Sad To Be Glad'. An Analysis of Farmers' Pride in Flanders. *Sociologia Ruralis*, 47(3), 273-292.

Douai, A., & Plumecocq, G. (2017). *L'économie écologique*. La Découverte.

Douguet, J.-M., Johnson, P. W., O'Connor, M., Failler, P., Ferraro, G., & Chamaret, A. (2010). Evaluating the Social Costs of Fishing Activities in A Deliberative Perspective. Consulté à l'adresse <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/39313>

Dramstad, W. E., Tveit, M. S., Fjellstad, W. J., & Fry, G. L. A. (2006). Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*, 78(4), 465-474. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.006>

- Dryzek, J. S., & List, C. (2003). Social Choice Theory and Deliberative Democracy: A Reconciliation. *British Journal of Political Science*, 33(1), 1-28. <https://doi.org/10.1017/S0007123403000012>
- Dumont, A., Mayor, B., & López-Gunn, E. (2013). Is the Rebound Effect or Jevons Paradox a Useful Concept for better Management of Water Resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. *Aquatic Procedia*, 1, 64-76. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2013.07.006>
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., ... Sarthou, J. P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), 1259-1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Elgert, L. (2013). Hard Facts and Software: The Co-production of Indicators in a Land-use Planning Model. *Environmental Values*, 22(6), 765-786. <https://doi.org/10.3197/096327113X13781997646610>
- Erdlenbruch, K., Loubier, S., Montginoul, M., Morardet, S., & Lefebvre, M. (2013). La gestion du manque d'eau structurel et des sécheresses en France. *Sciences Eaux & Territoires, Numéro 11(2)*, 78-85.
- Espeland, W. N., & Sauder, M. (2016). *Engines of Anxiety: Academic Rankings, Reputation, and Accountability*. Russell Sage Foundation.
- Espeland, W. N., & Stevens, M. L. (1998). Commensuration as a Social Process. *Annual Review of Sociology*, 24, 313-343.
- Etienne, M. (2003). SYLVOPAST: a multiple target role-playing game to assess negotiation processes in sylvopastoral management planning [Text.Article]. Consulté 22 mars 2018, à l'adresse <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/5.html>
- Étienne, M., d'Aquino, P., Aubert, S., Mathevet, R., & Trébuil, G. (2005). La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures Sciences Sociétés*, 13, 165-168.
- Ewert, F., van Ittersum, M. K., Heckeley, T., Therond, O., Bezlepkina, I., & Andersen, E. (2011). Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(1-2), 6-17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.016>
- Failing, L., Gregory, R., & Harstone, M. (2007). Integrating science and local knowledge in environmental risk management: A decision-focused approach. *Ecological Economics*, 64(1), 47-60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.010>
- Faivre, R., Leenhardt, D., Voltz, M., Benoît, M., Papy, F., Dedieu, G., & Wallach, D. (2004). Spatialising crop models. *Agronomie*, 24(4), 205-217. <https://doi.org/10.1051/agro:2004016>

- Felten, B., Magne, M.-A., Piquet, M., Sautier, M., Theau, J. P., Thénard, V., & Duru, M. (2012). Le rami fourrager : un support pour la conception de scénarios de systèmes fourragers avec des éleveurs et des conseillers. *Fourrages* 210 , 119-128. (2012). Consulté à l'adresse <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=LV2016023556>
- Fernandez, S. (2014). Much Ado About Minimum Flows...Unpacking indicators to reveal water politics. *Geoforum*, 57, 258- 271. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.04.017>
- Fernandez, S., & Debril, T. (2016). Qualifier le manque d'eau et gouverner les conflits d'usage : le cas des débits d'objectif d'étiage (DOE) en Adour-Garonne. *Développement Durable et territoires*, 7(3), 22 p. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.11463>
- Figureau, A.-G., Montginoul, M., & Rinaudo, J.-D. (2015). Policy instruments for decentralized management of agricultural groundwater abstraction: A participatory evaluation. *Ecological Economics*, 119, 147- 157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.08.011>
- Flores, C. C., & Sarandón, S. J. (2004). Limitations of Neoclassical Economics for Evaluating Sustainability of Agricultural Systems: Comparing Organic and Conventional Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 24(2), 77- 91. https://doi.org/10.1300/J064v24n02_08
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S., & Walker, B. (2002). Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(5), 437-440. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>
- Frame, B., & Brown, J. (2008). Developing post-normal technologies for sustainability. *Ecological Economics*, 65(2), 225- 241. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.010>
- Frame, B., & O'Connor, M. (2011). Integrating valuation and deliberation: the purposes of sustainability assessment. *Environmental Science & Policy*, 14(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.10.009>
- Fraser, E. D. G., Dougill, A. J., Mabee, W. E., Reed, M., & McAlpine, P. (2006). Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 114- 127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.009>
- Froger, G., Calvo-Mendieta, I., Petit, O., & Vivien, F.-D. (2016). Qu'est-ce que l'économie écologique ? *L'Économie politique*, (69), 8-23. <https://doi.org/10.3917/leco.069.0008>
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1990). *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Springer Science & Business Media.
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25(7), 739-755. [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90022-L](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L)

- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics*, 10(3), 197-207. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(94\)90108-2](https://doi.org/10.1016/0921-8009(94)90108-2)
- Fürst, C., Frank, S., Witt, A., Koschke, L., & Makeschin, F. (2013). Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale. *Journal of Environmental Management*, 127, Supplement, S96-S116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.020>
- Fürst, C., Nepveu, G., Pietzsch, K., & Makeschin, F. (2009). Pimp your Landscape: a software application for interactive landscape management - potential and limitations. *Revue Forestiere Francaise*, 61(1), 21-36.
- Gallopin, G. C., Funtowicz, S., O'Connor, M., & Ravetz, J. (2001). Science for the Twenty-First Century: From Social Contract to the Scientific Core. *International Social Science Journal*, 53(168), 219-229. <https://doi.org/10.1111/1468-2451.00311>
- Garmendia, E., & Gamboa, G. (2012). Weighting social preferences in participatory multi-criteria evaluations: A case study on sustainable natural resource management. *Ecological Economics*, 84, 110-120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.09.004>
- Garmendia, E., & Stagl, S. (2010). Public participation for sustainability and social learning: Concepts and lessons from three case studies in Europe. *Ecological Economics*, 69(8), 1712-1722. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.027>
- Gasparatos, A., El-Haram, M., & Homer, M. (2008). Critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 28(4-5), 286-311. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.09.002>
- Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Therond, O., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.-P., ... others. (2013). The MAELIA multi-agent platform for integrated analysis of interactions between agricultural land-use and low-water management strategies. In *International Workshop on Multi-Agent Systems and Agent-Based Simulation* (p. 85-100). Springer. Consulté à l'adresse http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-54783-6_6
- Gaulupeau, M. (2010). *La gestion quantitative de l'eau agricole dans le bassin Adour-Garonne, au travers des représentations de ses acteurs*. Mémoire de stage, Toulouse.
- Gehlé, V. (2012). *Soutien d'étiage et arrêtés de restrictions : les modalités de gestion de crise de l'eau sur le bassin versant de l'Aveyron*. Mémoire de stage, Toulouse.
- Geneletti, D., Beinat, E., Chung, C. F., Fabbri, A. G., & Scholten, H. J. (2003). Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(4), 471-487.
- Giampietro, M. (2003). *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press.
- Giampietro, M., & Bukkens, S. G. F. (2015). Quality assurance of knowledge claims in governance for sustainability: transcending the duality of passion vs. reason. *International*

Journal of Sustainable Development. Consulté à l'adresse
<https://www.inderscienceonline.com/doi/abs/10.1504/IJSD.2015.072662>

Giampietro, M., Mayumi, K., & Munda, G. (2006). Integrated assessment and energy analysis: Quality assurance in multi-criteria analysis of sustainability. *Energy*, 31(1), 59-86. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.03.005>

Giampietro, M., Mayumi, K., & Ramos-Martin, J. (2009). Multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism (MuSIASEM): Theoretical concepts and basic rationale. *Energy*, 34(3), 313-322. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.07.020>

Girin, J. (1990). L'analyse empirique des situations de gestion: éléments de théorie et de méthode. In *Epistémologies et sciences de gestion* (Economica, p. 141-182). Martinet et al. Consulté à l'adresse <http://crg.polytechnique.fr/fichiers/crg/publications/pdf/2009-02-17-1493.pdf>

Gleick, P. H. (2000). A look at twenty-first century water resources development. *Water International*, 25(1), 127-138.

Gómez-Sal, A., Belmontes, J.-A., & Nicolau, J.-M. (2003). Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model. *Ecological Modelling*, 168(3), 319-341. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00144-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00144-3)

Goosen, H., Janssen, R., & Vermaat, J. E. (2007). Decision support for participatory wetland decision-making. *Ecological Engineering*, 30(2), 187-199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.11.004>

Gordon, L. J., Finlayson, C. M., & Falkenmark, M. (2010). Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*, 97(4), 512-519. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.017>

Greene, R., Luther, J. E., Devillers, R., & Eddy, B. (2010). An approach to GIS-based multiple criteria decision analysis that integrates exploration and evaluation phases: Case study in a forest-dominated landscape. *Forest Ecology and Management*, 260(12), 2102-2114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.052>

Groot, J. C. J., & Rossing, W. A. H. (2011). Model-aided learning for adaptive management of natural resources: an evolutionary design perspective. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(6), 643-650. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00114.x>

Guitouni, A., & Martel, J.-M. (1998). Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method. *European Journal of Operational Research*, 109(2), 501-521. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(98\)00073-3](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(98)00073-3)

Guttieri, M. J., Ahmad, R., Stark, J. C., & Souza, E. (2000). End-Use Quality of Six Hard Red Spring Wheat Cultivars at Different Irrigation Levels Univ, of Idaho Agric. Exp. Stn.. manuscript no. 99705. *Crop Science*, 40(3), 631-635. <https://doi.org/10.2135/cropsci2000.403631x>

- Gurung, T., Bousquet, F., & Trébuil, G. (2006). Companion Modeling, Conflict Resolution, and Institution Building: Sharing Irrigation Water in the Lingmuteychu Watershed, Bhutan. *Ecology and Society*, 11(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01929-110236>
- Habermas, J. (1984). *The theory of communicative action* (Vol. 2). Beacon press.
- Hajkowicz, S., & Collins, K. (2006). A Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management. *Water Resources Management*, 21(9), 1553-1566. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9112-5>
- Hartkamp, A. D., White, J. W., & Hoogenboom, G. (1999). Interfacing Geographic Information Systems with Agronomic Modeling: A Review. *Agronomy Journal*, 91(5), 761-772. <https://doi.org/10.2134/agronj1999.915761x>
- Hautdidier, B., Banos, V., & Labbouz, B. (2016). Entre délimitation, modélisation et mise en carte : les démarches prospectives à l'épreuve de deux objets géographiques contrastés, le massif des Landes de Gascogne et l'environnement fluvio-estuarien Garonne-Gironde. *Cahiers de géographie du Québec*, 60(170), 227-244. <https://doi.org/10.7202/1040533ar>
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), 209-228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Hezri, A. A., & Dovers, S. R. (2006). Sustainability indicators, policy and governance: Issues for ecological economics. *Ecological Economics*, 60(1), 86-99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.019>
- Hobbs, P. R., Sayre, K., & Gupta, R. (2008). The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 363(1491), 543-555.
- Holling, C. s., & Meffe, G. K. (1996). Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management. *Conservation Biology*, 10(2), 328-337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020328.x>
- Howley, P. (2011). Landscape aesthetics: Assessing the general publics' preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics*, 72, 161-169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.026>
- Hunziker, M., Felber, P., Gehring, K., Buchecker, M., Bauer, N., & Kienast, F. (2008). Evaluation of Landscape Change by Different Social Groups. *Mountain Research and Development*, 28(2), 140-147. <https://doi.org/10.1659/mrd.0952>
- Itier, B. (2008). Agriculture et sécheresse: le contexte et les enjeux. *Innovations Agronomiques*, 2, 1-8.

- Jakeman, A. J., & Letcher, R. A. (2003). Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environmental Modelling & Software*, 18(6), 491-501. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00024-0](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00024-0)
- Jankowski, P. (2009). Towards participatory geographic information systems for community-based environmental decision making. *Journal of Environmental Management*, 90(6), 1966-1971. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.028>
- Jankowski, P., Andrienko, N., & Andrienko, G. (2001). Map-centred exploratory approach to multiple criteria spatial decision making. *International Journal of Geographical Information Science*, 15(2), 101-127. <https://doi.org/10.1080/13658810010005525>
- Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M. L., Verhoeven, J. T. A., Omtzigt, A. Q. A., & Maltby, E. (2005). Decision support for integrated wetland management. *Environmental Modelling & Software*, 20(2), 215-229. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.12.020>
- Janssen, R., & Rietveld, P. (1990). Multicriteria analysis and geographical information systems: an application to agricultural land use in the netherlands. In H. J. Scholten & J. C. H. Stillwell (Éd.), *Geographical Information Systems for Urban and Regional Planning* (p. 129-139). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1677-2_12
- Janssen, S., Ewert, F., Li, H., Athanasiadis, I. N., Wien, J. J. F., Thérond, O., ... van Ittersum, M. K. (2009). Defining assessment projects and scenarios for policy support: Use of ontology in Integrated Assessment and Modelling. *Environmental Modelling & Software*, 24(12), 1491-1500. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.04.009>
- Journé, B., & Raulet-Croset, N. (2008). Le concept de situation : contribution à l'analyse de l'activité managériale en contextes d'ambiguïté et d'incertitude. *M@n@gement*, 11(1), 27-55.
- Kallis, G., & Norgaard, R. B. (2010). Coevolutionary ecological economics. *Ecological Economics*, 69(4), 690-699. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.09.017>
- Kiker, G. A., Bridges, T. S., Varghese, A., Seager, P. T. P., & Linkov, I. (2005). Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated environmental assessment and management*, 1(2), 95-108. https://doi.org/10.1897/IEAM_2004a-015.1
- Kinzig, A. P., Ryan, P. A., Etienne, M., Allison, H. E., Elmqvist, T., & Walker, B. H. (2006). Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecology and Society*, 11(1). Consulté à l'adresse <http://researchrepository.murdoch.edu.au/541/>
- Kurka, T., & Blackwood, D. (2013). Participatory selection of sustainability criteria and indicators for bioenergy developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.062>
- Lacroix, B., Lardy, R., Murgue, C., Eza, U., & Leenhardt, D. (2018). SIMULTEAU : un outil pour la gestion collective de la ressource en eau par les Organismes Uniques. (p. 7p). Présenté à Phloème : 1ères biennales de l'innovation céréalière., Paris.

- Lardon, S., Caron, P., Raymond, R., Brau, F., Bronner, A.-C., & Giacomel, G. (2008). Jeu de construction de territoire. Usage des représentations spatiales dans une démarche participative. *Revue Internationale de Géomatique*, 18(4), 507-530. <https://doi.org/10.3166/geo.18.507-530>
- Lardon, S., Moonen, A.-C., Marraccini, E., Debolini, M., Galli, M., & Loudiyi, S. (2012). The Territory Agronomy Approach in research, education and training. In *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic* (p. 257-280). Springer. Consulté à l'adresse http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-4503-2_12
- Lardon, S., & Piveteau, V. (2005). Méthodologie de diagnostic pour le projet de territoire : une approche par les modèles spatiaux. *Géocarrefour*, 80(2), 75-90. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.980>
- Larrère, C., & Larrère, R. (1997). Du bon usage de la nature: pour une philosophie de l'environnement.
- Le Bellec, F., Rajaud, A., Ozier-Lafontaine, H., Bockstaller, C., & Malezieux, E. (2012). Evidence for farmers' active involvement in co-designing citrus cropping systems using an improved participatory method. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(3), 703-714. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0070-9>
- Lebacqz, T., Baret, P. V., & Stilmant, D. (2013). Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), 311-327. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0121-x>
- Lebart, L., Salem, A., & Berry, L. (1998). *Exploring Textual Data* (Vol. 4). Dordrecht: Springer Netherlands. Consulté à l'adresse <http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-1525-6>
- Leenhardt, D., Therond, O., Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., ... Moreau, P. (2012). A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling & Software*, 37, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.010>
- Linhoss, A. C., Kiker, G. A., Aiello-Lammens, M. E., Chu-Agor, M. L., Convertino, M., Muñoz-Carpena, R., ... Linkov, I. (2013). Decision analysis for species preservation under sea-level rise. *Ecological Modelling*, 263, 264-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.014>
- Linkov, I., Bridges, T., Creutzig, F., Decker, J., Fox-Lent, C., Kröger, W., ... others. (2014). Changing the resilience paradigm. *Nature Climate Change*, 4(6), 407-409.
- Linkov, I., Satterstrom, F. K., Kiker, G. A., Bridges, T. S., Benjamin, S. L., & Belluck, D. A. (2006). From optimization to adaptation: Shifting paradigms in environmental management and their application to remedial decisions. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2(1), 92-98. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630020116>
- Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57, 170-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008>

- López-Ridaura, S., Keulen, H. V., Ittersum, M. K. van, & Leffelaar, P. A. (2005). Multiscale Methodological Framework to Derive Criteria and Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant Natural Resource Management Systems. *Environment, Development and Sustainability*, 7(1), 51-69. <https://doi.org/10.1007/s10668-003-6976-x>
- Loubier, S., Gleyses, G., Montginoul, M., Garin, P., & Christin, F. (2008). Entre création de ressources et mesures réglementaires: quelle place pour la gestion de la demande en eau d'irrigation en Charente? *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau*, (3), 88-96. <https://doi.org/10.1051/lhb :2008033>
- Lyytimäki, J., Tapio, P., Varho, V., & Söderman, T. (2013). The use, non-use and misuse of indicators in sustainability assessment and communication. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 20(5), 385-393. <https://doi.org/10.1080/13504509.2013.834524>
- Malczewski, J. (1999). *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley & Sons.
- Malczewski, J. (2000). On the use of weighted linear combination method in GIS: common and best practice approaches. *Transactions in GIS*, 4(1), 5-22.
- Malczewski, J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7), 703-726. <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Malczewski, J., & Rinner, C. (2015). *Multicriteria decision analysis in geographic information science*. Springer. Consulté à l'adresse <http://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-540-74757-4.pdf>
- Manoli, E., Katsiardi, P., Arampatzis, G., & Assimacopoulos, D. (2005). Comprehensive water management scenarios for strategic planning. In T. D. Lekkas (Éd.), *Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Vol A - Oral Presentations, Pts A and B* (p. A913-A920).
- Marcant, O. (2005). Le débat public Charlas: scène dramatique entre concertation institutionnelle et contestation associative. *Sud-Ouest Européen*, 20(1), 91-105.
- Mareschal, B., & Brans, J. P. (1994). *The PROMETHEE-GAIA decision support system for multicriteria investigations* (ULB Institutional Repository No. 2013/9367). ULB -- Université Libre de Bruxelles. Consulté à l'adresse <https://ideas.repec.org/p/ulb/ulbeco/2013-9367.html>
- Martin, G., Martin-Clouaire, R., & Duru, M. (2013). Farming system design to feed the changing world. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(1), 131-149. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0075-4>
- Martinez-Alier, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26(3), 277-286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00120-1)

- Mayer, A. L. (2008). Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environment International*, 34(2), 277-291. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004>
- McFadden, D. (1994). Contingent valuation and social choice. *American Journal of Agricultural Economics*, 76(4), 689-708.
- Meadows, D. H. (1998). Indicators and information systems for sustainable development. Consulté à l'adresse <https://pdfs.semanticscholar.org/3372/06350e14a75581b88550fadfd0b39d144d87.pdf>
- Mermet, L. (1991). Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement? In *Annales des mines* (p. 68-81). Dumas. Consulté à l'adresse <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=19790123>
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J., & Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Sociétés*, 13(2), 127-137.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., & Altman, D. G. (2009). Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. *Annals of Internal Medicine*, 151(4), 264-269. <https://doi.org/10.7326/0003-4819-151-4-200908180-00135>
- Molden, D. (2007). *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*. Earthscan. Consulté à l'adresse https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=WRC2TbHeyU4C&oi=fnd&pg=PR12&dq=water+stress+economy+agriculture&ots=bmAePRgvoI&sig=oHS-CR5JT0iJN0JdXTT_jCkyvBg
- Montginoul, M., & Erdlenbruch, K. (2009). Les réserves de substitution sont-elles une solution à la pénurie d'eau. *Ingénieries*, (59-60), 131-136.
- Moss, T. (2014). Spatiality of the Commons. *International Journal of the Commons*, 8(2). <https://doi.org/10.18352/ijc.556>
- Munda, G. (1995). NAIADe Method: a short description. *NAIADe Method*.
- Munda, G. (2004). Social multi-criteria evaluation: Methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research*, 158(3), 662-677. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00369-2](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00369-2)
- Murgue, C. (2014). *Quelles distributions spatiales des systèmes de culture pour limiter l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau? Une démarche de conception évaluation sur le territoire irrigué de l'Aveyron aval*. Consulté à l'adresse <http://oatao.univ-toulouse.fr/13961/>
- Murgue, C., Lardy, R., Vavasseur, M., Burger-Leenhardt, D., & Therond, O. (2014). Fine spatio-temporal simulation of cropping and farming systems effects on irrigation withdrawal dynamics within a river basin. In *Proceedings of the 7th International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs)*.

- Murgue, C., Therond, O., & Leenhardt, D. (2015). Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, 45, 52-63. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>
- Murgue, C., Therond, O., & Leenhardt, D. (2016). Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Land Use Policy*, 54, 339-354. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.020>
- Naivinit, W., Le Page, C., Trébuil, G., & Gajasen, N. (2010). Participatory agent-based modeling and simulation of rice production and labor migrations in Northeast Thailand. *Environmental Modelling & Software*, 25, 1345-1358. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.01.012>
- Narcy, J.-B., & Mermet, L. (2003). Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau. *Natures Sciences Sociétés*, 11(2), 135-145.
- Naveh, Z. (2000). What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning*, 50(1-3), 7-26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00077-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00077-3)
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., & Olsson, L. (2007). Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60(3), 498-508. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.023>
- Neumayer, E. (2003). *Weak Versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*. Edward Elgar Publishing.
- Newton, A. C., Hodder, K., Cantarello, E., Perrella, L., Birch, J. C., Robins, J., ... Cordingley, J. (2012). Cost-benefit analysis of ecological networks assessed through spatial analysis of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 571-580. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02140.x>
- Nordström, E.-M., Eriksson, L. O., & Öhman, K. (2010). Integrating multiple criteria decision analysis in participatory forest planning: Experience from a case study in northern Sweden. *Forest Policy and Economics*, 12(8), 562-574. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2010.07.006>
- Nordström, E.-M., Eriksson, L. O., & Ohman, K. (2011). Multiple Criteria Decision Analysis with Consideration to Place-specific Values in Participatory Forest Planning. *Silva Fennica*, 45(2), 253-265. <https://doi.org/10.14214/sf.116>
- Obiang Ndong, G. (2017). *Simulation et analyse de scénarios de gestion quantitative de l'eau sur un territoire agricole*. Mémoire de stage, Toulouse.
- O'Connor, M., Small, B., & Wedderburn, E. M. (2010, novembre). *Sustainable Agriculture in Aotearoa: Social Learning through Piecewise Deliberation*. Consulté à l'adresse <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00879693>

- O'Connor, M., & Spangenberg, J. H. (2008). A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. *Journal of Cleaner Production*, 16(13), 1399–1415.
- Olesen, J. E., & Bindi, M. (2002). Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16(4), 239–262. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00004-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00004-7)
- Olsson, P., Gunderson, L. H., Carpenter, S. R., Ryan, P., Lebel, L., Folke, C., & Holling, C. S. (2006). Shooting the rapids: navigating transitions to adaptive governance of social-ecological systems. *Ecology and society*, 11(1), 18.
- Paavola, J. (2007). Institutions and environmental governance: A reconceptualization. *Ecological Economics*, 63(1), 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.026>
- Pahl-Wostl, C., Giupponi, C., Richards, K., Binder, C., de Sherbinin, A., Sprinz, D., ... van Bers, C. (2013). Transition towards a new global change science: Requirements for methodologies, methods, data and knowledge. *Environmental Science & Policy*, 28, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.11.009>
- Pahl-Wostl, C., Sendzimir, J., Jeffrey, P., Aerts, J., Berkamp, G., & Cross, K. (2007). Managing Change toward Adaptive Water Management through Social Learning. *Ecology and Society*, 12(2). <https://doi.org/10.5751/ES-02147-120230>
- Pedroli, B., Pinto-Correia, T., & Cornish, P. (2006). Landscape – What's in it? Trends in European Landscape Science and Priority Themes for Concerted Research. *Landscape Ecology*, 21(3), 421–430. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-5204-5>
- Pelosi, C., Goulard, M., & Balent, G. (2010). The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.004>
- Pereira, Â. G., Rinaudo, J.-D., Jeffrey, P., Blasques, J., Quintana, S. C., Courtois, N., ... Petit, V. (2003). ICT tools to support public participation in water resources governance & planning: Experiences from the design and testing of a multi-media platform. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 5(03), 395–420.
- Petersen, A. C., Cath, A., Hage, M., Kunseler, E., & van der Sluijs, J. P. (2011). Post-Normal Science in Practice at the Netherlands Environmental Assessment Agency. *Science, Technology, & Human Values*, 36(3), 362–388. <https://doi.org/10.1177/0162243910385797>
- Pimentel, D., Houser, J., Preiss, E., White, O., Fang, H., Mesnick, L., ... Alpert, S. (1997). Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society. *BioScience*, 47(2), 97–106. <https://doi.org/10.2307/1313020>

- Pires, A., Morato, J., Peixoto, H., Botero, V., Zuluaga, L., & Figueroa, A. (2017). Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. *Science of The Total Environment*, 578, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.217>
- Plumecocq, G. (2014). Rhetoric as a Means for Sustainable Development Policy. *Environmental Values*, 23(5), 529-549.
- Plumecocq, G., Debril, T., Duru, M., Magrini, M.-B., Sarthou, J. P., & Therond, O. (2018). The plurality of values in sustainable agriculture models: diverse lock-in and coevolution patterns. *Ecology and Society*, 23(1). <https://doi.org/10.5751/ES-09881-230121>
- Plummer, R. (2009). The adaptive co-management process: an initial synthesis of representative models and influential variables. *Ecology and Society*, 14(2), 24.
- Raaijmakers, R., Krywkow, J., & van der Veen, A. (2008). Flood risk perceptions and spatial multi-criteria analysis: an exploratory research for hazard mitigation. *Natural Hazards*, 46(3), 307-322. <https://doi.org/10.1007/s11069-007-9189-z>
- Ramos, J., Soma, K., Bergh, O., Schulze, T., Gimpel, A., Stelzenmueller, V., ... Gault, J. (2015). Multiple interests across European coastal waters: the importance of a common language. *Ices Journal of Marine Science*, 72(2), 720-731. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu095>
- Ramsey, K. (2009). GIS, modeling, and politics: On the tensions of collaborative decision support. *Journal of Environmental Management*, 90(6), 1972-1980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.029>
- Ratinaud, P., & Marchand, P. (2012). Application de la méthode ALCESTE à de «gros» corpus et stabilité des «mondes lexicaux»: analyse du «CableGate» avec IRaMuTeQ. *Actes des 11e Journées internationales d'Analyse statistique des Données Textuelles. JADT 2012*. Consulté à l'adresse <http://lexicometrica.univ-paris3.fr/jadt/jadt2012/Communications/Ratinaud,%20Pierre%20et%20al.%20-%20Application%20de%20la%20methode%20Alceste.pdf>
- Raulet-Croset, N. (2008). La dimension territoriale des situations de gestion. *Revue française de gestion*, (184), 137-150.
- Rauschmayer, F., & Wittmer, H. (2006). Evaluating deliberative and analytical methods for the resolution of environmental conflicts. *Land Use Policy*, 23(1), 108-122. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.011>
- Ravier, C., Prost, L., Jeuffroy, M.-H., Wezel, A., Paravano, L., & Reau, R. (2015). Multi-criteria and multi-stakeholder assessment of cropping systems for a result-oriented water quality preservation action programme. *Land Use Policy*, 42, 131-140. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.07.006>
- Reed, M. S., Fraser, E. D. G., & Dougill, A. J. (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics*, 59(4), 406-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.008>

- Refsgaard, J. C., van der Sluijs, J. P., Højberg, A. L., & Vanrolleghem, P. A. (2007). Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance. *Environmental Modelling & Software*, 22(11), 1543-1556. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>
- Reichert, P., Langhans, S. D., Lienert, J., & Schuwirth, N. (2015). The conceptual foundation of environmental decision support. *Journal of Environmental Management*, 154, 316-332. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.053>
- Reinert, M. (1993). Les « mondes lexicaux » et leur "logique" à travers l'analyse statistique d'un corpus de récits de cauchemars. *Langage et société*, 66(1), 5-39. <https://doi.org/10.3406/lsoc.1993.2632>
- Rinaudo, J.-D., Moreau, C., & Garin, P. (2016). Social Justice and Groundwater Allocation in Agriculture: A French Case Study. In *Integrated Groundwater Management* (p. 273-293). Springer. Consulté à l'adresse http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-23576-9_11
- Rinner, C. (2006). Mapping in Collaborative Spatial Decision Making. *Collaborative geographic information systems*, 85.
- Rittel, H. W. J., & Webber, M. M. (1973). Dilemmas in a general theory of planning. *Policy Sciences*, 4(2), 155-169. <https://doi.org/10.1007/BF01405730>
- Riveline, C. (1991). De l'urgence en gestion. *Gérer et comprendre*, 22, 82-92.
- Rouchier, J., Bousquet, F., Requier-Desjardins, M., & Antona, M. (2001). A multi-agent model for describing transhumance in North Cameroon: Comparison of different rationality to develop a routine. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 25(3), 527-559. [https://doi.org/10.1016/S0165-1889\(00\)00035-X](https://doi.org/10.1016/S0165-1889(00)00035-X)
- Roy, B. (1990). The Outranking Approach and the Foundations of Electre Methods. In *Readings in Multiple Criteria Decision Aid* (p. 155-183). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75935-2_8
- Sadon, P. (2016). *Modalités de restitutions de MAELIA pour permettre à des acteurs d'un territoire à enjeux sur l'eau de choisir des alternatives de gestion à privilégier*. Mémoire de stage, Toulouse.
- Sahin, O., & Mohamed, S. (2013). A spatial temporal decision framework for adaptation to sea level rise. *Environmental Modelling & Software*, 46, 129-141. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.004>
- Salliou, N. (2017, mai). *Landscape pest management: limits and opportunities of an agroecological innovation via participatory modelling* (Theses). Intitut National Polytechnique de Toulouse. Consulté à l'adresse <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01565597>
- Scholes, R., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M., & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current*

Opinion in Environmental Sustainability, 5(1), 16-25.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>

Sheppard, S. R. J., & Meitner, M. (2005). Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. *Forest Ecology and Management*, 207(1-2), 171-187. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.032>

Simon, H. A. (1976). From substantive to procedural rationality. In T. J. Kastelein, S. K. Kuipers, W. A. Nijenhuis, & G. R. Wagenaar (Éd.), *25 Years of Economic Theory* (p. 65-86). Springer US. Consulté à l'adresse http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4613-4367-7_6

Simon, H. A. (1990). Alternative visions of rationality. In P. K. Moser (Éd.), *Rationality in Action: Contemporary Approaches* (p. 189-204). Cambridge University Press.

Simonet, G., & Salles, D. (2014). Eau et changement climatique en Garonne moyenne: l'adaptation en négociation. *Adaptations aux changements environnementaux et territoires (numéro thématique sous la direction de Julien Rebotier), Sud-Ouest Européen*, 37, 53-62.

Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., & Dikshit, A. K. (2012). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 15(1), 281-299. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007>

Smeets, E., Weterings, R., & voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk, N. C. O. (1999). *Environmental indicators: Typology and overview*. European Environment Agency Copenhagen. Consulté à l'adresse http://www.geogr.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/projekte/brahmatwinn/Workshops/FEEM/Indicators/EEA_tech_rep_25_Env_Ind.pdf

Speelman, E. N., López-Ridaura, S., Colomer, N. A., Astier, M., & Masera, O. R. (2007). Ten years of sustainability evaluation using the MESMIS framework: Lessons learned from its application in 28 Latin American case studies. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 14(4), 345-361. <https://doi.org/10.1080/13504500709469735>

Swedeen, P. (2006). Post-normal science in practice: A Q study of the potential for sustainable forestry in Washington State, USA. *Ecological Economics*, 57(2), 190-208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.003>

Temper, L., Delbene, D., Martinez-Alier, J., & Rodriguez-Labajos, B. (2015). Mapping the frontiers and front-lines of Environmental Justice: the EJOLT Atlas. *Journal of Political Ecology*, 22, 255-278.

Therond, O., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Balestrat, M., Hong, Y., ... Sauvage, S. (2014). Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. In *7th International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs 2014)* (p. pp-1).

Theys, J., & Kalaora, B. (1992). *La Terre outragée: les experts sont formels!* Editions Autrement.

- Thierfelder, C., & Wall, P. C. (2010). Rotation in conservation agriculture systems of Zambia: effects on soil quality and water relations. *Experimental Agriculture*, 46(3), 309-325. <https://doi.org/10.1017/S001447971000030X>
- Touzard, H. (2006). Consultation, concertation, négociation. *Négociations*, no 5(1), 67-74. <https://doi.org/10.3917/neg.005.0067>
- Tress, B., Tress, G., & Fry, G. (2005). *Defining concepts and the process of knowledge production in integrative research*. Springer: Heidelberg, Germany. Consulté à l'adresse https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=MkgR0zyTba4C&oi=fnd&pg=PA13&dq=tress+tress+fry+integrative+research&ots=Dmuj65BETS&sig=bKb5-46gQF6q9UiK_fySBV5Oyq4
- Turnhout, E., Neves, K., & de Lijster, E. (2014). 'Measurementality' in Biodiversity Governance: Knowledge, Transparency, and the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Ipbes). *Environment and Planning A: Economy and Space*, 46(3), 581-597. <https://doi.org/10.1068/a4629>
- Turrall, H., Burke, J. J., & Faurès, J.-M. (2011). *Climate change, water and food security*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy. Consulté à l'adresse <http://library.wur.nl/WebQuery/titel/1966849>
- Ullrich, A., & Volk, M. (2009). Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agricultural Water Management*, 96(8), 1207-1217. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.010>
- Uran, O., & Janssen, R. (2003). Why are spatial decision support systems not used? Some experiences from the Netherlands. *Computers, Environment and Urban Systems*, 27(5), 511-526. [https://doi.org/10.1016/S0198-9715\(02\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0198-9715(02)00064-9)
- Valentin, A., & Spangenberg, J. H. (2000). A guide to community sustainability indicators. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(3), 381-392. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00049-4](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00049-4)
- van Asselt, M., & Rijkens-Klomp, N. (2002). A look in the mirror: reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective. *Global Environmental Change*, 12(3), 167-184. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00012-2](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00012-2)
- van der Sluijs, J. P. (2002). A way out of the credibility crisis of models used in integrated environmental assessment. *Futures*, 34(2), 133-146. [https://doi.org/10.1016/S0016-3287\(01\)00051-9](https://doi.org/10.1016/S0016-3287(01)00051-9)
- van der Sluijs, J. P., Douguet, J.-M., O'Connor, M., & Ravetz, J. (2008). Évaluation de la qualité de la connaissance dans une perspective délibérative. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 8 Numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.5035>
- van Herwijnen, M., & Janssen, R. (2007). The use of multi-criteria evaluation in spatial policy. In *Asian Conference on Remote Sensing*. Kuala Lumpur.

- Vatn, A. (2005). *Institutions and the Environment*. Edward Elgar Publishing. Consulté à l'adresse
https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=hec4AgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR1&dq=vatn+2005+institutions+and+the+environment&ots=L9I_XWj8Sg&sig=mXc0R-NUCOUmdMxT7ukX4acUJFo
- Vatn, A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics*, 68(8–9), 2207–2215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.04.005>
- Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., & Soubeyroux, J.-M. (2010). A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology*, 30(11), 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>
- Vodoz, L. (1994). La prise de décision par consensus: pourquoi, comment, à quelles conditions. *Environnement & Société*, 13, 57–66.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and society*, 9(2), 5.
- Walker1a, B., Carpenter, S., Anderies1b, J., Abel1b, N., Cumming, G., Janssen, M., ... Pritchard, R. (2002). Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation ecology*, 6(1), 14.
- Walz, R. (2000). Development of Environmental Indicator Systems: Experiences from Germany. *Environmental Management*, 25(6), 613–623. <https://doi.org/10.1007/s002670010048>
- Ward, F. A., & Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(47), 18215–18220. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805554105>
- Wilson, J., Low, B., Costanza, R., & Ostrom, E. (1999). Scale misperceptions and the spatial dynamics of a social–ecological system. *Ecological Economics*, 31(2), 243–257. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00082-8)
- Wu, J. (Jingle). (2006). Landscape Ecology, Cross-disciplinarity, and Sustainability Science. *Landscape Ecology*, 21(1), 1–4. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-7195-2>
- Xenarios, S., & Tziritis, I. (2007). Improving pluralism in Multi Criteria Decision Aid approach through Focus Group technique and Content Analysis. *Ecological Economics*, 62(3–4), 692–703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.08.017>
- Zia, A., Hirsch, P., Songorwa, A., Mutekanga, D. R., O'Connor, S., McShane, T., ... Norton, B. (2011). Cross-Scale Value Trade-Offs in Managing Social-Ecological Systems: The Politics of Scale in Ruaha National Park, Tanzania. *Ecology and Society*, 16(4). <https://doi.org/10.5751/ES-04375-160407>

Liste des figures et tableaux

Fig. 1 Situation du territoire d'étude au sein du bassin de l'Aveyron	20
Fig. 2 Répartition des cultures sur le territoire d'étude (données RPG 2014)	23
Tableau 1 : Exemple de propositions récentes pour une gestion structurelle de l'eau	23
Fig. 3 Les 5 étapes de la méthode INTEGRAAL (schéma adapté de O'Connor et al., 2010) .	40
Fig. 4 Les 3 étapes des méthodes de scénarisation outillées par modèle (schéma adapté de Leenhardt et al., 2012)	40
Fig. 5 Démarche d'évaluation multicritère multi-acteurs couplée à une modélisation et analyse intégrées	42
Fig. 6 Principe de la matrice KERBABEL (adapté de van der Sluijs et al., 2008)	46
Tableau 2 : Liste des personnes rencontrées en entretiens pour établir les critères d'évaluation	49
Tableau 3 : Liste des organismes consultés pour définir des profils d'indicateurs	51
Fig. 7 : Liste des informations recensées dans les profils d'indicateurs construits	52
Fig. 8 Une table d'évaluation complétée lors d'un atelier	55
Fig. 9 Schéma mobilisés par des personnes interviewées pour soutenir deux discours opposés sur la gestion quantitative de l'eau	61
Fig. 9 Grille de critères d'évaluation et sous-critères associés	70
Tableau. 4A Fréquence des indicateurs en fonction de leur résolution spatiale	74
Tableau 4B Fréquence des indicateurs en fonction des systèmes représentés	75
Tableau 5. Résultats des simulations des scénarios	80
Tableau 6A Fréquence d'utilisation des indicateurs du livret par les groupes d'acteurs	88
Tableau 6B Fréquence d'utilisation des indicateurs du livret par critère	90
Tableau 7A. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur PRELEV (prélèvements d'irrigation totaux)	92
Tableau 7B. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur PRELEBV (prélèvements d'irrigation par bassin versant élémentaire)	92
Tableau 8. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur UTRET (taux d'utilisation des retenues)	94

Tableau 9. Jugements de valeur attribués aux scénarios sur la base de l'indicateur VALEAU (marge brute dégagée par m³ d'eau prélevée).....	96
Tableau 10. Liste des indicateurs ajoutés par les participants au cours des ateliers.....	99
Fig. 10 Résultats agrégés des évaluations multicritère multi-acteurs pour les 4 scénarios (Captures d'écran issues de l'interface web KERBABEL).....	104
Fig. 11 Détail des jugements de valeur pour les 4 scénarios (Captures d'écran issues de l'interface web KERBABEL).	105

Thèse de doctorat de Sandrine ALLAIN

Vers une gestion structurelle de l'eau – Une démarche d'évaluation multicritère multi-acteur utilisant des simulations informatiques

Réalisée sous la direction de Delphine BURGER- LEENHARDT et Gaël PLUMECOCQ

Soutenue le 10 juillet 2018 à Toulouse

Résumé en français :

Dans plusieurs territoires agricoles, les débits des rivières pendant l'étiage sont régulièrement inférieurs aux normes, signant des situations de « déséquilibre structurel » entre offre et demande en eau. Les différents acteurs du territoire peinent à s'accorder sur les changements à engager, d'autant que les impacts de ces changements sont incertains. *Que valent alors les différentes propositions avancées pour résoudre le déséquilibre hydrique ?* Je réponds à cette question en concevant une démarche d'évaluation multicritère multi-acteur que je déploie sur le territoire de l'Aveyron aval – Lère (Sud-Ouest de la France). Quatre scénarios - trois visant à réduire l'irrigation et un à améliorer le stockage de l'eau - sont comparés au travers de simulations informatiques (modèle MAELIA) et de jugements d'acteurs (outil KERBABEL DST). Les scénarios se différencient en termes d'intensité et de diversité des impacts simulés, d'intérêts ou préjudices perçus par les acteurs, et de capacité à produire du consensus ou de la discordie. Les connaissances développées à l'issue de cette thèse sont d'ordres agronomique, socio-économique et méthodologique.

Towards structural water management – a multi-actor multi-criteria evaluation method using computer simulations

In many agricultural landscapes, river flows during the low-water period regularly fall below regulatory thresholds, indicating situations of structural imbalance between the water offer and demand. The various stakeholders disagree on the changes to implement, especially since the impacts of these changes are uncertain. In this context, *how valuable are the different proposals to solve the water imbalance?* I answer this question by designing a multi-actor multicriteria evaluation method, which I adapt to the downstream Aveyron watershed (South-Western France). Four scenarios – three aiming to reduce irrigation withdrawals and one improving water storage – are compared based on computer simulations (MAELIA model) and stakeholder judgments (KERBABEL deliberation support tool). Scenarios differ from each other in terms of magnitude and diversity of the simulated impacts, perceived advantages and weaknesses, and capability to generate consensus or discord among stakeholders. Agronomic, socioeconomic and methodological knowledge is derived from this thesis.