



**HAL**  
open science

# Importance de la demande en eau atmosphérique et anthropique en contexte de changement climatique sur la durabilité de la gestion de la ressource : cas d'étude du bassin versant de la Moselle en France

Thibault Lemaitre-Basset

## ► To cite this version:

Thibault Lemaitre-Basset. Importance de la demande en eau atmosphérique et anthropique en contexte de changement climatique sur la durabilité de la gestion de la ressource : cas d'étude du bassin versant de la Moselle en France. Hydrologie. Sorbonne Université, 2023. Français. NNT : 2023SORUS120 . tel-04155520

**HAL Id: tel-04155520**

**<https://theses.hal.science/tel-04155520>**

Submitted on 7 Jul 2023

**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.

Sorbonne Université

**Ecole doctorale Géosciences, Ressources Naturelles et  
Environnement**

***METIS UMR 7619 (SU) – UR HYCAR (INRAE)***

**Importance de la demande en eau  
atmosphérique et anthropique en  
contexte de changement climatique sur  
la durabilité de la gestion de la ressource**

***Cas d'étude du bassin versant de la Moselle en  
France***

**Par Thibault LEMAITRE-BASSET**

**Thèse de doctorat en hydrologie**

**Dirigée par Ludovic OUDIN et Guillaume THIREL**

**Présentée et soutenue publiquement le 29 mars 2023**

**Devant un jury composé de :**

<b>Valérie PLAGNES</b>	<b>Sorbonne Université, Paris, France</b>	<b>Examinatrice</b>
<b>Gilles DROGUE</b>	<b>Université de Lorraine, Nancy, France</b>	<b>Rapporteur</b>
<b>Jean-Philippe VIDAL</b>	<b>INRAE, Lyon, France</b>	<b>Rapporteur</b>
<b>Louise CROCHEMORE</b>	<b>Université Grenoble Alpes, Grenoble, France</b>	<b>Examinatrice</b>
<b>Sylvain PAYRAUDEAU</b>	<b>ENGEEES, Strasbourg, France</b>	<b>Examinateur</b>
<b>Lila COLLET</b>	<b>EDF, Saclay, France</b>	<b>Invitée</b>
<b>Ludovic OUDIN</b>	<b>Sorbonne Université, Paris, France</b>	<b>Directeur de thèse</b>
<b>Guillaume THIREL</b>	<b>INRAE, Antony, France</b>	<b>Encadrant de thèse</b>



## Résumé

Les projections climatiques analysées dans le cadre du travail du GIEC indiquent des augmentations de température de l'air allant de +2 à +6 °C d'ici 2100 en moyenne sur la surface terrestre. Un réchauffement d'une telle ampleur et d'une telle rapidité est inédit, et il est dû aux activités humaines. Malgré ce constat, une réduction des émissions de gaz à effet de serre ne semble pas se dessiner dans un délai raisonnable. Il est donc nécessaire de réfléchir à des stratégies d'adaptation pour limiter les impacts délétères du changement climatique. Le cycle de l'eau est directement impacté par ces changements climatiques, via une augmentation de la demande en eau de l'atmosphère qui pourrait entraîner une augmentation de l'évapotranspiration, et via un accroissement de la pression anthropique sur la ressource en eau, dont les réserves peuvent évoluer.

En s'appuyant sur des simulations hydrologiques établies en contexte de changement climatique, les gestionnaires sont en mesure d'apprécier la magnitude des changements futurs. Néanmoins, l'utilisation de modèles hydrologiques repose sur l'utilisation d'hypothèses de stationnarité qui peuvent être mises à mal en contexte de changement global. L'objectif général de la thèse est de proposer des méthodologies permettant de mettre en place une modélisation hydrologique plus pertinente pour répondre à des problématiques de gestion durable de la ressource en eau que doivent résoudre des gestionnaires. En premier lieu, nous nous intéresserons à l'estimation de la demande en eau de l'atmosphère, concept largement utilisé en modélisation hydrologique. De nombreuses formulations plus ou moins empiriques permettent d'estimer cette demande en eau de l'atmosphère, via le calcul de l'évapotranspiration potentielle (ETP). De nombreuses formulations d'ETP existent, et leur capacité d'extrapolation en conditions futures avec des forçages climatiques inédits reste incertaine. Le premier objectif de la thèse est donc d'évaluer l'incertitude engendrée par les formulations d'ETP sur les projections futures. En second lieu, nous nous intéresserons aux influences anthropiques liées aux usages de l'eau (prélèvements ou rejets). Ces influences ne sont classiquement pas prises en compte dans la modélisation hydrologique, faute de données ou d'outils adaptés. L'hypothèse souvent faite en modélisation est que ces influences sont trop faibles et diffuses pour impacter l'hydrologie naturelle, et donc qu'elles ne nécessitent pas d'être explicitées. Or, avec l'augmentation de la pression anthropique sur les ressources en eau, négliger les usages de l'eau devient difficilement défendable. Le second objectif de la thèse est donc de développer une modélisation explicite des usages de l'eau permettant d'évaluer des scénarios de la gestion de l'eau à l'échelle des bassins versants.

La difficulté à estimer l'évapotranspiration réelle est bien connue, c'est pourquoi l'utilisation du concept d'évapotranspiration potentielle comme étant la demande en eau de l'atmosphère à satisfaire est souvent utilisée. Cette grandeur

théorique utilisée par les modèles est reliée à l'évapotranspiration réelle, mais le comportement de la relation entre les deux grandeurs est difficilement prévisible sous climat changeant. De plus, les biais sur l'estimation de l'évapotranspiration réelle sont connus pour être compensés lors du calage des paramètres des modèles hydrologiques. Néanmoins, dans le cadre d'une étude d'impact du changement climatique, ces biais sur l'estimation de l'ETP et leurs impacts sur les simulations d'écoulement ne sont pas forcément stationnaires. La première partie de la thèse présente une étude de sensibilité des projections d'évapotranspiration potentielle vis-à-vis des formulations employées, à l'échelle de la France. Au regard des divergences entre formulations d'ETP, nous interrogeons la part dans l'incertitude totale qui caractérise les projections futures provenant de la formule d'ETP. La contribution des formules à l'incertitude totale apparaît comme étant mineure (< 10 %) avec une approche multi-scénario et multi-modèle, mais dans le cas d'un seul scénario d'émission de gaz à effet de serre, la contribution de la formulation de l'ETP devient plus importante. Une formulation comme celle de Penman-Monteith présente une évolution intermédiaire à long terme (d'environ +60 mm d'ETP annuelle) en comparaison aux autres formules testées (de +30 mm à +130 mm). Cependant, dans un contexte de changement climatique, le taux de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère va augmenter fortement. Si les formulations d'ETP tiennent toutes compte de l'augmentation des températures, seules certaines d'entre elles peuvent également tenir compte des concentrations de CO<sub>2</sub> atmosphérique. La formulation de Penman-Monteith fait intervenir le concept de résistance stomatique, qui peut être modifiée par le taux de CO<sub>2</sub> atmosphérique. Nous avons donc réalisé des ajustements de la formulation de Penman-Monteith vis-à-vis des évolutions de concentrations de CO<sub>2</sub> atmosphérique, selon les scénarios radiatifs de CMIP5. Ainsi, une analyse de l'évolution du ruissellement moyen annuel, à l'échelle de la France, avec différents ajustements de la formule de Penman-Monteith, a mis en avant l'effet potentiel de la prise en compte du taux de CO<sub>2</sub> sur la résistance stomatique, conduisant à une diminution de l'évapotranspiration potentielle, qui conduit à une augmentation du ruissellement moyen.

La seconde partie de la thèse s'intéresse à l'évolution des besoins en eau anthropiques, tels que la navigation, l'énergie et l'alimentation en eau potable, et de leur satisfaction en contexte de changement climatique. Pour ce faire, un modèle hydrologique semi-distribué couplé à des modèles d'usage de l'eau a été mis en place pour le bassin versant de la Moselle. La prise en compte explicite des usages de l'eau par le modèle hydrologique a nécessité de traduire des règles de gestion existantes en algorithme pour tenir compte de débits réglementaires à respecter dans le réseau hydrographique aval qui peuvent limiter des usages en amont, ou encore pour reproduire l'influence d'ouvrages-réservoirs. D'autre part, il a fallu hiérarchiser les besoins selon les usages pour respecter des règles de restrictions d'usage en cas d'étiage sévère. Ainsi, la vulnérabilité du territoire et de la ressource a pu être

analysée en tenant compte des fortes incertitudes inhérentes aux projections climatiques. Puis, des trajectoires d'évolution d'usages de l'eau ont été explorées grâce à la mise en place de scénarios prospectifs. Ces trajectoires contrastées ont permis d'analyser la sensibilité des projections et la vulnérabilité de la ressource vis-à-vis des changements des usages de l'eau. Les résultats ont montré que les scénarios d'évolution des besoins affectaient l'équilibre entre la ressource disponible et le besoin, mais ne compensaient pas les effets du changement climatique sur les étiages. Finalement, la thèse se termine par une comparaison entre des projections hydrologiques réalisées à partir de formules d'évapotranspiration potentielles différentes, et une comparaison entre un modèle hydrologique intégrant les usages de l'eau et un modèle hydrologique classique. C'est l'importance du modèle hydrologique qui intègre les usages de l'eau qui ressort de la discussion, comme une source d'incertitude potentiellement plus importante que l'estimation de l'évapotranspiration sur le bassin d'étude.

## Abstract

The climate projections analysed in the IPCC reports indicate an increase in air temperature ranging from +2 to +6 °C on average by 2100. A warming of this magnitude and speed is unprecedented, and it is due to human activities. Despite this fact, a reduction in greenhouse gas emissions does not seem to be in sight within a reasonable time frame. It is therefore necessary to think about adaptation strategies to mitigate the deleterious impacts of climate change. The water cycle is directly impacted by climate change, through an increase in atmospheric water demand that could lead to an increase in evapotranspiration, and through an increase in anthropogenic pressure on water resources, whose reserves may change.

By relying on hydrological simulations under climate change scenarios, stakeholders can assess the magnitude of future changes. However, hydrological models often rely on stationarity assumptions that may not be valid under global change. The overall objective of this thesis is to introduce methodologies that implement hydrological modelling frameworks more suited to deal with the challenges faced by stakeholders in sustainable water resource management. First, this work focuses on the estimation of atmospheric water demand, a concept widely used in hydrological modelling. Numerous formulations, usually based on different levels of empiricism, are used to estimate this atmospheric water demand, via the calculation of potential evapotranspiration (PET). Many PET formulations exist, but their ability to extrapolate to future conditions with new climate forcings remains uncertain. The first objective of this thesis is therefore to evaluate the uncertainty resulting from the PET formulations on future projections. Secondly, this work focuses on the anthropogenic influences related to water uses (abstractions or discharges). These influences are usually not taken into account in hydrological modelling, due to lack of data or adapted tools. The assumption often made in modelling is that these influences are too low and diffuse to impact natural hydrological behaviours, and therefore do not need to be made explicit. However, with the increase in anthropogenic pressure on water resources, neglecting water uses becomes a difficult assumption to defend. The second objective of this thesis is therefore to develop a modelling framework that explicitly takes water uses into account in order to evaluate adaptation strategies for water management at the catchment scale.

The difficulty in estimating evapotranspiration is well known. For this reason, the concept of potential evapotranspiration, which is defined as the atmospheric water demand to be satisfied, is often used. This theoretical quantity, used by hydrological models, is related to the actual evapotranspiration quantity, but the behaviour of the relationship between the two quantities under a changing climate is difficult to predict. Moreover, biases in the estimation of actual evapotranspiration

are known to be compensated for when calibrating the parameters of hydrological models. Nevertheless, in the context of a climate change impact study, these biases on the estimation of PET and their impacts on runoff simulations are not necessarily stationary. The first part of this thesis presents a sensitivity study of potential evapotranspiration projections with respect to the PET formulations, at the scale of France. In view of the differences between the PET formulations, we question the part of the total uncertainty in future projections that comes from PET formulations. The contribution of the formulations to the total uncertainty appears to be minor (< 10 %) with a multi-scenario and multi-model approach, but in the case of a single greenhouse gas emission scenario, the contribution of the PET formulation becomes more important. A formulation such as the Penman-Monteith formulation shows an intermediate long-term change (of about +60 mm annual PET) compared to the other formulations tested (from +30 mm to +130 mm). However, the CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere will increase significantly with climate change. While the PET formulations take the increase in temperature into account, some of them can also take the atmospheric CO<sub>2</sub> concentration into account. The Penman-Monteith equation integrates the concept of stomatal resistance in its formulation. Stomatal resistance can be affected by atmospheric CO<sub>2</sub> levels. We have therefore modified the Penman-Monteith formulation with respect to changes in atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations, according to the CMIP5 radiative scenarios. An analysis of the evolution of the mean annual runoff, at the scale of France, with different adjustments of the Penman-Monteith formulation, has highlighted the potential effect of the CO<sub>2</sub> concentration on the stomatal resistance, leading to a decrease in potential evapotranspiration, which leads to an increase in mean runoff.

The second part of this work focuses on the evolution of anthropogenic water needs, such as navigation, energy and drinking water supply, and meeting their needs in the context of climate change. For this purpose, a semi-distributed hydrological model coupled with water use models has been implemented for the Moselle catchment. The explicit consideration of water uses by the hydrological model required the translation of existing management rules into algorithms. This was achieved to include the minimum flows to be respected in the downstream hydrographic network (which can limit upstream uses) and to reproduce the influence of reservoir structures. Furthermore, it was necessary to prioritize the needs according to the uses in order to respect the rules of restrictions of use in case of severe low-flow conditions. Thus, the vulnerability of the territory and of water resources were analysed, taking into account the strong uncertainties associated with climate projections. Then, trends of evolution of water uses were explored thanks to the implementation of prospective scenarios. These contrasting trajectories made it possible to analyse the sensitivity of the projections and the vulnerability of the resource to changes in water use. The results showed that the scenarios of water need evolution had an impact on the balance between the available resource and the need,



but did not compensate the effects of climate change on low flows. Finally, a comparison of hydrological projections made from different potential evapotranspiration formulas, and a comparison between a hydrological model integrating water uses and a more classic hydrological model were conducted. The importance of the hydrological model that integrates water uses emerges from the discussion as a potentially more important source of uncertainty than the estimation of evapotranspiration over the study basin.

## Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mes encadrants de thèse, ceux qui m'ont permis d'accomplir mes aspirations sur ce travail de recherche. Je remercie mon directeur de thèse Ludovic OUDIN pour ses conseils et sa disponibilité tout au long de cet immense travail, mais aussi pour sa gentillesse et sa prévenance à mon égard en toutes circonstances. Je remercie mon autre encadrant Guillaume THIREL, qui m'a d'abord encadré comme stagiaire, avant de poursuivre sur ce travail de thèse. Je lui suis reconnaissant pour tout ce qu'il m'a appris durant notre collaboration, mais aussi, sa sollicitude, sa patience et sa bienveillance à mon attention qui n'ont pas faibli durant ces années. Enfin, je tiens à remercier particulièrement Lila COLLET, qui m'a aussi encadré en stage et au début de ma thèse. Je la remercie tout particulièrement pour ses grandes qualités humaines et son sens de la pédagogie qui n'ont jamais cessé d'être et m'ont permis de m'épanouir dans mon travail.

Je remercie aussi les membres du jury pour leur temps et leur intérêt manifeste pour mon travail. Merci à Valérie PLAGNES, Gilles DROGUE, Jean-Philippe VIDAL, Louise CROCHEMORE, et Sylvain PAYRAUDEAU, qui grâce à leurs commentaires ont rendu cette soutenance encore plus intéressante et enrichissante.

Je remercie également les différentes personnes qui ont suivi mes travaux. Les différents membres de mon comité de suivi de thèse Agnès DUCHARNE, Eric SAUQUET, et Pierre ETCHEVERS, qui grâce à leur expertise et exigence m'ont permis aussi d'améliorer mon travail. Enfin, je remercie aussi l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, et plus précisément Marina PITREL, Céline CONAN, et François BIGORRE tant pour l'aide qu'ils m'ont fourni dans mon travail, que leur gentillesse et intérêt pour ce travail.

Pour finir ces remerciements, une attention particulière aux différents membres des équipes scientifiques qui m'ont accueillis pour cette thèse. D'abord, merci aux membres actuels et passés de Métis pour m'avoir fait une place dans l'équipe : Pierre, Pedro, Morgane, Noëlie, Mohamed, Mounir, Marc, Vincent, Danièle. Puis, à toute l'équipe hydro d'Antony pour leur accueil chaleureux et la bonne ambiance au sein de l'équipe qui m'ont toujours fait me sentir bien, je remercie les membres actuels comme les anciens : Paul A, Shu-Chen, Guillaume, Sebastián, Léonard, Laurent, Myriam, Cyril, Manon, Daniela, Paul R, Antoine, Pierre, François B, Maria-Helena, Alban, François T, Gaëlle, Olivier, Charles, et Vazken.

## Sommaire

Résumé .....	3
Abstract .....	6
Remerciements .....	9
Sommaire .....	10
Chapitre 1 Introduction générale .....	1
1.1 Contexte général .....	1
1.1.1 Cheminement de la théorie du changement climatique .....	1
1.1.2 Les conséquences du changement climatique sur le cycle de l'eau .....	2
1.1.3 L'adaptation au changement climatique comme solution ? .....	3
1.2 Études d'impact en hydrologie : analyse de la vulnérabilité de la ressource en eau d'un territoire induite par le changement climatique .....	4
1.2.1 La chaîne de modélisation des projections hydrologiques .....	5
1.2.2 État des lieux des études d'impact hydrologique en France .....	9
1.2.3 Limites et recommandations à tirer des études d'impact .....	12
1.3 Objectifs de la thèse .....	14
1.3.1 La représentation de l'évapotranspiration potentielle comme axe d'amélioration .....	14
1.3.2 La représentation des usages de l'eau comme axe d'amélioration .....	17
Chapitre 2 Analyse comparative des projections d'ETP et des incertitudes associées à l'échelle de la France en fonction de la formulation choisie .....	19
Abstract .....	19
2.1 Introduction .....	20
2.2 Material and method .....	22
2.2.1 Climate projections .....	22
2.2.2 PE formulations .....	23
2.2.3 Quantifying and partitioning projected PE uncertainties .....	24
2.3 Results .....	25
2.3.1 Trends in potential evaporation according to the different RCPs .....	25
2.3.2 Behavioral differences between PE formulations and links to climate variables .....	26
2.3.3 Quantifying and partitioning the total uncertainty in PE projections .....	27
2.3.4 Analyzing the uncertainty in PE projections from a single scenario: the RCP 8.5 .....	29
2.4 Discussion .....	31
2.4.1 Investigating the role of the uncertainty partitioning approach on results .....	31
2.4.2 Guidelines for selecting PE formulations in impact studies .....	32
2.4.3 Implications of evaporation uncertainties in impact studies .....	34

2.5	Conclusions.....	35
Chapitre 3 Prise en compte de la réponse de la végétation à l'augmentation du CO <sub>2</sub> au sein de la formulation d'ETP : quels impacts sur les projections d'ETP et les écoulements à l'échelle de la France ? .....		
	Abstract .....	37
3.1	Introduction.....	38
3.1.1	Surface–atmosphere interactions in hydrological models.....	38
3.1.2	The role of carbon dioxide in plant water use and how it is parameterized in hydrological models .....	39
3.1.3	Scope of the study.....	40
3.2	Materials and methods .....	40
3.2.1	Climate model projections .....	40
3.2.2	Penman–Monteith PE formulation .....	41
3.2.3	Adjusting stomatal resistance with atmospheric CO <sub>2</sub> concentrations.....	41
3.2.4	Budyko model.....	43
3.3	Results .....	44
3.3.1	Changes in climate data and Budyko runoff induced by rising atmospheric CO <sub>2</sub> .....	44
3.3.2	Spatial patterns of changes .....	45
3.3.3	Comparison with actual evapotranspiration and runoff as estimated by RCMs .....	47
3.4	Discussion .....	49
3.4.1	Comparing changes with previous model experiments.....	49
3.4.2	Perspectives of using <i>rs</i> formulations accounting for CO <sub>2</sub> in PE formulations in future studies .....	50
3.4.3	Limitations of taking into account CO <sub>2</sub> in PE formulations .....	50
3.5	Conclusion .....	51
	Supplementary material.....	52
Chapitre 4 Présentation du bassin versant étudié et des données associées .....		
	Introduction.....	55
4.1	Terminologie autour de l'eau et de ses usages.....	56
4.2	Présentation du bassin versant de la Moselle.....	58
4.2.1	Description générale du bassin .....	58
4.2.2	Les usages de l'eau sur le bassin de la Moselle.....	61
4.2.3	La gestion quantitative de la ressource sur le bassin de la Moselle .....	69
4.3	Projections climatiques sur le bassin de la Moselle .....	72
4.3.1	Les scénarios climatiques .....	72
4.3.2	Evolution simulée des températures et des précipitations sur le bassin de la Moselle	72

4.3.3	Variabilité des projections climatiques .....	75
4.4	Scénarios d'évolution des usages de l'eau sur le bassin de la Moselle.....	77
4.4.1	Scénarios d'évolution des besoins en eau .....	78
4.4.2	Modélisation du besoin en eau futur .....	79
	Conclusion .....	86
Chapitre 5 Mise en place de la modélisation hydrologique intégrant les usages de l'eau au temps présent .....		87
	Introduction.....	87
5.1	La modélisation hydrologique .....	88
5.1.1	Présentation du modèle hydrologique GR6J.....	88
5.1.2	Le modèle GR6J semi-distribué .....	91
5.1.3	Mise en place d'une stratégie d'évaluation du modèle.....	92
5.2	La modélisation hydrologique intégrant la gestion et l'usage de l'eau .....	96
5.2.1	Le package airGRiwrn.....	96
5.2.2	Conceptualisation des influences humaines sur la ressource.....	96
5.2.3	Conceptualisation de la gestion de la ressource en eau .....	104
5.3	Evaluation des simulations hydrologiques sur la période observée .....	105
5.3.1	Comparaison des performances entre une modélisation classique, et une modélisation intégrant les usages de l'eau.....	105
	Conclusion .....	114
Chapitre 6 Impact du changement climatique sur les projections hydrologiques de la Moselle et sur l'évolution des besoins en eau .....		116
	Introduction.....	116
6.1	Projections hydrologiques : évolution de la ressource .....	117
6.1.1	Évolution des débits moyens selon les scénarios climatiques .....	117
6.1.2	Évolution des étiages.....	119
6.2	Vulnérabilité des usages de l'eau actuel .....	129
6.2.1	Évolution de la satisfaction des besoins en eau sur le bassin .....	129
6.2.2	Évolution des vigilances et alertes sècheresses .....	140
6.3	Évaluation des scénarios d'évolution de la demande en eau sous changement climatique	146
6.3.1	Évolution et évaluation de l'équilibre entre la disponibilité et le besoin .....	146
6.3.2	Quelle est l'influence des scénarios d'évolution de la demande en eau sur les débits ?	150
	Conclusion .....	151
Chapitre 7 Discussion générale et perspectives.....		153
7.1	Discussion critique sur les simulations hydrologiques .....	153

7.1.1	Évolutions des débits futurs sur la Moselle : comparaison aux études d'impact antérieures .....	153
7.1.2	Impact du choix des projections climatiques utilisées.....	155
7.1.3	La modélisation hydrologique .....	157
7.2	Quantification des influences sur les projections hydrologiques .....	161
7.2.1	Sensibilité des simulations hydrologiques sur la Moselle à la formulation d'ETP ..	161
7.2.2	Sensibilité des simulations hydrologiques sur la Moselle à la prise en compte des usages de l'eau .....	163
	Conclusion générale .....	169
	Bibliographie .....	173



# Chapitre 1 Introduction générale

## 1.1 Contexte général

### 1.1.1 Cheminement de la théorie du changement climatique

Jusqu'au 19<sup>e</sup> siècle, l'idée selon laquelle le climat et ses fluctuations s'expliquent seulement par des causes naturelles est dominante. La théorie scientifique de l'effet de serre commence à s'établir en 1824 avec les travaux de J. Fourier. Ses travaux seront repris par J. Tyndall en 1859, qui, avec un dispositif expérimental basé sur la spectrométrie, étudie les propriétés radiatives des gaz. Ses travaux l'ont conduit à démontrer expérimentalement qu'un groupe de gaz possédait des propriétés distinctes en ce qui concerne le rayonnement infrarouge et que ces mêmes gaz jouaient un rôle prépondérant dans le bilan radiatif terrestre et in fine sur le climat (Tyndall 1859). À la fin du 19<sup>e</sup> siècle, S. Arrhenius théorise « l'effet de serre » tel que nous le connaissons aujourd'hui (Arrhenius 1896). Il calcule le refroidissement et le réchauffement qu'impliqueraient une diminution et une augmentation du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) atmosphérique sur le climat terrestre à long terme.

Parallèlement à ces avancées scientifiques majeures, l'Occident entre dans l'ère industrielle alimentée par l'exploitation de combustibles fossiles. Les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) vont alors connaître une augmentation soutenue, car les énergies fossiles deviennent le moteur de la croissance économique. Il faut attendre 1988 avant que les inquiétudes grandissantes sur l'effet de serre et sur le réchauffement climatique donnent lieu à la création du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Deux ans après sa création, le GIEC publie son premier rapport qui résume les connaissances de la communauté scientifique sur le réchauffement climatique en cours et sur ses conséquences. En 1992, lors du sommet de la Terre de Rio organisé par l'Organisation des Nations Unies (ONU), la Convention-cadre des Nations Unies sur le changement climatique (CCNUCC) est adoptée, ce qui acte définitivement la reconnaissance de l'existence du changement climatique et de ses conséquences par la communauté internationale. La solution proposée à ce moment-là est la stabilisation des émissions de GES. Mais c'est surtout le protocole de Kyoto adopté en 1997 (et ratifié seulement en 2005) qui montre clairement le choix d'une stratégie internationale de lutte contre le changement climatique par un objectif de réduction des émissions de GES. Malheureusement, face à l'incapacité de la société à atteindre cet objectif d'atténuation, en 2015 la COP21 à Paris réaffirme l'engagement international dans la lutte contre le changement climatique. Cependant, la COP21 juge également irrémédiable une partie du changement en cours et acte donc d'une nécessité de la mise en place de stratégies d'adaptation pour faire face aux conséquences permanentes et délétères du changement climatique.

Les travaux du GIEC sont déterminants pour comprendre et réagir au changement climatique en cours. Ainsi, une méthode bien précise a été mise en place pour déterminer la magnitude des changements à venir. Cette méthodologie est



décrite dans le 5<sup>e</sup> rapport du GIEC (Pachauri, Mayer, et Intergovernmental Panel on Climate Change 2015) et les travaux de cette thèse suivront cette méthodologie. C'est donc l'utilisation par les climatologues de modèles de circulation générale (GCMs), couplant différentes composantes représentant des compartiments terrestres (l'atmosphère, l'océan, les surfaces continentales...), forcés par un scénario de concentration de CO<sub>2</sub> atmosphérique qui est la base des simulations représentant le climat futur, qu'on appelle projections climatiques futures. Le scénario de concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique représente l'évolution des émissions de GES jusqu'en 2100, et traduit des choix sociétaux sur l'utilisation des combustibles fossiles. Ainsi, les projections climatiques du GIEC intègrent des scénarios « business-as-usual », pour lesquels l'émission des GES continue de croître, ou bien des scénarios reflétant les effets de stratégies d'atténuation en diminuant les émissions de GES. Afin d'évaluer au mieux les futurs possibles, le GIEC encadre la comparaison des simulations des différents modèles climatiques. Leurs travaux ont montré qu'entre 1951 et 2010 la surface terrestre s'était réchauffée d'environ +0.5 à +1.3 °C, sous l'effet des forçages anthropiques. Les projections pour la fin du 21<sup>e</sup> siècle font état d'un réchauffement global moyen de +1.5 °C si la stratégie d'atténuation est effective dès 2030, ou alors d'un réchauffement global moyen supérieur à +2 °C si les émissions de GES continuent d'augmenter. Mais avec une telle augmentation de la température moyenne du globe, c'est tout le cycle de l'eau qui se modifie.

### 1.1.2 Les conséquences du changement climatique sur le cycle de l'eau

Les conclusions du GIEC sur la modification du cycle de l'eau sous l'effet du changement climatique possèdent différents degrés de confiance. En effet, si les modèles climatiques simulent tous un réchauffement global, ils présentent néanmoins une forte divergence sur l'évolution des précipitations. La répartition spatiale et temporelle de la pluviométrie est amenée à changer, conduisant à des changements de régimes hydrologiques. Dans le même temps, l'évapotranspiration montre une évolution parfois paradoxale à la vue des données de températures et des précipitations. Ce paradoxe peut s'expliquer en partie par les changements de régimes d'humidité des sols, car dans les environnements secs la température est un mauvais indicateur de l'évapotranspiration réelle. En tenant compte de la disponibilité en eau, Brutsaert et Parlange (1998) ont montré que l'évapotranspiration globale augmente sur Terre avec le changement climatique. L'intensification du cycle de l'eau en cours s'est manifestée et continue dans certaines zones par des précipitations plus importantes, accompagnées d'une augmentation du ruissellement moyen. Dans le même temps, la fréquence et l'intensité des événements extrêmes comme les crues et sécheresses est amenée à augmenter (Huntington 2006). Cependant, les évolutions régionales restent empreintes d'incertitudes, et pour le moment la plupart des régions ne montrent pas de tendances significatives à l'aridification (du bilan hydrologique) sur les données historiques, et inversement (Greve et al. 2014). Néanmoins, les bassins montagneux montrent déjà une forte sensibilité au réchauffement, et présentent des tendances fortes : une fonte plus

précoce et des débits hivernaux plus forts, avec des conséquences sur les débits d'été susceptibles de diminuer fortement sans réserves solides.

En réponse aux différents scénarios climatiques, les flux et stocks d'eau sur les surfaces continentales sont amenés à évoluer. Les risques associés à cette évolution sont autant liés à des problèmes d'eau en excès (crues plus intenses et fréquentes liées à des augmentations des pluies extrêmes) (e.g. Alfieri et al. 2015; Ban, Schmidli, et Schär 2015) qu'à des problèmes d'eau en déficit (une diminution de la recharge et de l'écoulement liée à la diminution de la pluviométrie dans certaines régions et l'augmentation globale de la température) (e.g. de Graaf et al. 2014; Forzieri et al. 2014; Marx et al. 2018).

Enfin, concernant la ressource en eau, là aussi des changements sont à prévoir dans la mesure où la relation entre besoin et disponibilité est amenée à changer dans le futur (e.g. Flörke, Schneider, et McDonald 2018; Wada, Wisser, et Bierkens 2014). Des problèmes quantitatifs peuvent émerger dans le cas d'une diminution de la disponibilité de la ressource en eau et/ou conjointement à une augmentation du besoin pour diverses raisons (changement démographique, évolutions technologiques, pratiques agricoles, etc.). Mais alors quelles sont les solutions existantes pour faire face aux impacts du changement climatique ?

### 1.1.3 L'adaptation au changement climatique comme solution ?

Très tôt, la réduction des émissions de GES est proposée comme solution. On parle alors d'atténuation, et cet objectif est inscrit dans le protocole de Kyoto. Mais devant le retard accumulé dans la lutte contre le changement climatique, le concept d'adaptation a pris de plus en plus d'importance dans les rapports du GIEC, et s'est imposé à l'agenda politique et scientifique, notamment avec la COP21 et l'accord de Paris. La définition de l'adaptation donnée par le GIEC est la suivante : « démarche d'ajustement au climat actuel ou attendu, ainsi qu'à ses conséquences » (Allwood et al. 2014). Pour les systèmes humains, il s'agit « d'atténuer les effets préjudiciables et d'exploiter les effets bénéfiques. Pour les systèmes naturels, l'intervention humaine peut faciliter l'adaptation au climat attendu ainsi qu'à ses conséquences ».

Ce concept s'est élargi au fil du temps, complexifiant sa compréhension (Simonet 2015). L'auteur montre que la notion d'adaptation a été largement influencée par les travaux de gestion des risques naturels, d'où l'association au concept de vulnérabilité, mais aussi d'impact. L'idée d'adaptation peut renvoyer à différents enjeux selon les interlocuteurs, comme le montre Godard (2010). Son travail montre "l'aspect minorant" qui peut être attribué à l'adaptation. En effet, dans certains cas elle est perçue comme un facteur de diminution ou de neutralisation des dommages du changement climatique, ce qui n'est pas le cas. Cette vision engendre alors une confusion entre les concepts d'atténuation et d'adaptation, vus par certains comme deux stratégies équivalentes. En effet, si les efforts portés sur l'atténuation (stratégie de diminution des émissions de gaz à effet de serre) profitent à tous, les stratégies d'adaptation ne bénéficient qu'à ceux qui les engagent.

D'après l'Observatoire National sur les Effets du Réchauffement Climatique (ONERC, France) (2012), concernant la ressource hydrique en France, le principal défi consiste à réussir à « faire converger une offre qui va diminuer, et une demande qui va augmenter du fait du réchauffement climatique, et qui déjà ponctuellement n'est pas satisfaite ». La mesure phare portée dans ce rapport est l'économie d'eau pour assurer une meilleure efficacité dans l'usage de la ressource. L'objectif était placé à une économie de 20 % de l'eau prélevée, hors stockage de l'eau hivernale, d'ici à 2020, en comptant sur le potentiel d'économie d'eau de chaque usager. En plus de cette mesure phare, le rapport préconise notamment l'amélioration des connaissances des impacts du changement climatique sur la ressource, tant à l'échelle nationale, que des grands systèmes hydrologiques, mais aussi le renforcement de l'intégration des enjeux du changement climatique dans la planification de la gestion de l'eau. Le développement de la connaissance autour de ces questions est réaffirmé (Bonduelle et Jouzel 2014), notamment sur l'analyse des risques et la prise de décision. Les points à améliorer selon le rapport de Bonduelle & Jouzel sont les modèles d'impact, la représentation des événements extrêmes et des mécanismes amplificateurs, la prise en compte de situations inédites (c'est-à-dire jamais observées, mais rendues possibles à cause du changement climatique), et la représentation de la vulnérabilité (tant pour l'économie, que l'environnement, et la société).

Si aujourd'hui l'adaptation est appliquée comme une des solutions aux impacts du changement climatique, sa mise en œuvre reste un défi. D'un point de vue pratique, cela implique des changements de gestion et un rapport nouveau vis-à-vis de la ressource en eau, non plus basé sur des valeurs de référence déjà observées (choisies dans l'historique des observations), mais sur des valeurs projetées par les modèles d'impact.

## **1.2 Études d'impact en hydrologie : analyse de la vulnérabilité de la ressource en eau d'un territoire induite par le changement climatique**

Les résultats des études d'impact ont une grande portée politique et sociale, car elles servent à l'élaboration des plans d'adaptation. Cette thèse s'inscrit dans un important historique de recherches, où des approches communes sont suivies, mais où il existe aussi des divergences méthodologiques. La comparaison des projections climatiques (issues de différents scénarios et modèles climatiques) entre elles, dans le cadre du CMIP (Coupled Model Intercomparison Project), constitue une approche multi-modèles et multi-scénarios qui permet de dégager une tendance robuste concernant l'évolution du climat futur. C'est la méthode la plus utilisée aujourd'hui par les modélisateurs et elle est adoptée par un grand nombre de gestionnaires. L'utilisation des projections issues de modélisation du climat à des échelles régionales nécessite un travail préalable de correction de biais et/ou de descente d'échelle, faisant appel à des techniques spécifiques. Les choix méthodologiques à chaque étape de la chaîne de modélisation d'impact sont déterminants dans les simulations

hydrologiques obtenues. Il apparaît donc important d'évaluer à la fois les incertitudes inhérentes à tout exercice de modélisation et le poids des valeurs non-épistémiques (qui ne découlent pas d'un raisonnement scientifique) dans les résultats des études d'impact.

## 1.2.1 La chaîne de modélisation des projections hydrologiques

### 1.2.1.1 Les scénarios climatiques

L'évolution du climat est modélisée sous différents scénarios d'émissions de GES, appelés Representative Concentration Pathways (RCPs) dans le 5<sup>e</sup> rapport du GIEC. La construction des scénarios commence en fixant le niveau du forçage radiatif à la fin du 21<sup>e</sup> siècle et ensuite par l'élaboration des trajectoires de forçage radiatif associées à différents scénarios socio-économiques (Moss et al. 2010). Par exemple un scénario optimiste, faiblement émetteur en GES grâce à une politique d'atténuation (le RCP 2.6), ou bien un scénario très émetteur en GES associé à l'absence de politique d'atténuation (le RCP 8.5), sont considérés. La comparaison des projections climatiques entre scénarios permet d'appréhender l'impact de nos émissions de GES. Avec le RCP 8.5, une augmentation moyenne de la température du globe est projetée entre + 2.6 °C et + 4.8 °C pour la fin du siècle, en fonction des régions du globe. Pour le scénario RCP 2.6, l'augmentation moyenne de la température du globe serait comprise entre + 0.3 °C et + 1.7 °C pour la fin du siècle.

### 1.2.1.2 La modélisation du climat

Puis ce sont les modèles de circulation générale (General Circulation Models GCMs), alimentés par les RCPs, qui simulent le climat terrestre. La résolution spatiale des GCMs est de l'ordre de 100 km, ce qui est trop grossier pour tenir compte de processus régionaux. Les RCMs (Regional Climate Models) utilisent les sorties des GCMs, et couvrent une superficie plus restreinte, ils ont une résolution spatiale plus fine d'environ 25 km en moyenne pour les RCMs du CMIP5. Les valeurs ajoutées des RCMs dans les simulations climatiques sont (WGAR5, chapitre 9) : une meilleure représentation des phénomènes liés à la topographie (e.g. Prein et al. 2016), des précipitations convectives (e.g. Ban, Schmidli, et Schär 2015), des phénomènes extrêmes (e.g. Fantini et al. 2018) , et enfin une variabilité temporelle (saisonnière) plus réaliste des éléments du bilan hydrologique. Néanmoins, leur utilisation pose des questions sur une éventuelle dégradation du signal climatique, l'introduction de biais sur les variables climatiques, et l'absence de représentation de certains phénomènes physiques qui exercent des rétroactions sur le climat (e.g. Schwingshackl et al. 2019; Boé et Terray 2008). Les projections climatiques EuroCordex (Jacob et al. 2014), qui sont régionalisées sur l'Europe, permettent donc de connaître l'évolution du climat futur, pour une résolution spatio-temporelle plus fine des précipitations et des températures. Les conclusions sur le changement climatique font état d'une augmentation importante et disparate des températures moyennes à la fin du 21<sup>e</sup> siècle à travers l'Europe allant de + 2.5 °C à + 5.5 °C, avec le scénario le plus pessimiste (RCP 8.5).

### 1.2.1.3 La correction de biais

L'utilisation de méthodes de dé-biaisage et de descente d'échelle est utile pour travailler à l'échelle du bassin versant, et pouvoir prendre en compte des processus météorologiques locaux (Rauscher et al. 2010), et donc corriger les faiblesses des projections climatiques. Par exemple, les précipitations sont mieux décrites avec une meilleure topographie (Montesarchio et al. 2014). Il existe deux catégories de méthodes : dynamique et statistique. Les méthodes dynamiques demandent beaucoup de temps de calcul, en comparaison aux méthodes statistiques, qui sont plus flexibles (Mearns et al. 1999). Nous pouvons citer les exemples des méthodes quantile-quantile (e.g. Déqué 2007), CDF-t (Cumulative Distributive Function – transform) (e.g. Vrac et al. 2012), ou encore ADAMONT développée par Météo-France (Verfaillie et al. 2017), qui sont toutes les trois statistiques. Toutefois, des méthodes multivariées sont proposées pour perfectionner l'étape de correction de biais (François et al. 2020) en opposition aux méthodes mono-variées (i.e. qui débiaisent chaque variable de manière indépendante) citées précédemment. Tout cela se traduit par un large choix laissé aux hydrologues pour réaliser les études d'impacts. Malgré tout, ces méthodes sont perfectibles, et présentent pour la plupart des inconvénients encore débattus dans la communauté scientifique. Par exemple, la corrélation entre les variables climatiques peut être affectée selon la méthode employée (Piani et Haerter 2012; Vrac et al. 2012), de même que la capacité à reproduire correctement des quantiles et des écarts-types, et donc les événements hydro-climatiques extrêmes (Maraun 2013).

### 1.2.1.4 Les modèles hydrologiques

À la fin de la chaîne de modélisation se tiennent les modèles d'impact, dans le cas présent les modèles hydrologiques (Figure 1.1). Forcés par les projections climatiques, ils permettent de simuler les conséquences du changement climatique sur le cycle de l'eau en réalisant des projections hydrologiques. Les modèles s'intéressent à quantifier l'évolution de la ressource hydrique en changement climatique, ainsi que les événements hydrologiques extrêmes (par exemple les sécheresses ou les crues). Plusieurs approches existent mais deux sont plus couramment employées, à savoir la modélisation à bases physiques et la modélisation conceptuelle. On notera que la frontière entre ces deux approches est très poreuse, la modélisation à bases physiques pouvant contenir des éléments conceptuels, et vice-versa (Hrachowitz and Clark 2017). La modélisation à bases physiques est largement employée pour l'étude de systèmes hydrologiques dont l'évolution est décrite par de multiples causes (météorologiques, géologiques, écologiques...).

Dans le contexte des études d'impact du changement climatique, les modèles à bases physiques sont sollicités dans la mesure où ce sont de bons candidats pour la simulation hydrologique en contexte non-stationnaire, car les relations établissant la conservation de l'énergie restent valides dans le futur prospecté (Fatichi et al. 2016). De plus, les modèles physiques sont spatialement distribués, ce qui permet de travailler à une résolution spatiale pertinente pour la prise en compte des plans de

gestion de l'eau. Cependant, pour obtenir de bonnes performances avec les modèles à bases physiques et les employer dans le cadre de la gestion de la ressource en eau, il est nécessaire de disposer d'une importante quantité d'informations, pour représenter les hétérogénéités des processus. Pour des études aux échelles locales, avec peu de données observées disponibles, la description des processus dans ces modèles nécessite toutefois une part de conceptualisation (Hrachowitz et Clark 2017). Un autre avantage théorique de ces modèles réside dans le fait que les valeurs de leurs paramètres peuvent être reliées aux caractéristiques hydro-climatiques et physiques du bassin versant (Gelfan et al. 2015; Magand et al. 2015), ce qui permet de tenir compte explicitement de la non-stationnarité induite par des changements environnementaux liés ou non au changement climatique (augmentation de la démographie, changements d'occupation du sol, etc.). Cet avantage est néanmoins parfois contrebalancé par des simulations de débits qui peuvent être peu satisfaisantes lorsqu'aucune étape de calage des paramètres n'est mise en œuvre.

L'utilisation de modèles conceptuels est une alternative intéressante, car ces modèles sont plus simples et nécessitent seulement des données hydro-climatiques pour réaliser des simulations et optimiser les paramètres du modèle (opération que l'on nommera « calage » par la suite). Ces modèles sont largement employés pour la résolution des problématiques opérationnelles, grâce à leur bonne performance (Hrachowitz et Clark 2017). En revanche, leur utilisation en contexte non-stationnaire est plus problématique (Thirel, Andréassian, et Perrin 2015). En effet, des changements dans la relation pluie-débit peuvent intervenir et si les paramètres ou la structure du modèle ne changent pas, et les simulations issues de ce modèle peuvent être entachées d'erreur. Par exemple, Chiew et al. (2014) ont montré l'incapacité du modèle hydrologique calé sur une période antérieure à un phénomène de sécheresse de magnitude sans précédent dans les observations (la Millenium Drought en Australie), à simuler correctement les écoulements durant cette période. Une telle conclusion soulève le problème de la simulation de phénomènes inédits dans un futur aux conditions hydro-climatiques nouvelles (i.e. non connues pendant la période de calage). Fowler et al. (2020) ont étudié la capacité des modèles conceptuels à reproduire les écoulements au cours de sécheresses extrêmes. Ils concluent sur la difficulté de ces modèles à reproduire plusieurs cycles hydrologiques déficitaires, probablement à cause de mauvaises représentations des écoulements de base sur le long terme. L'incapacité du modèle à représenter correctement ce phénomène d'assèchement continu et inédit s'explique par Fowler et al. (2020) comme un problème de structure. Une part de l'explication réside peut-être aussi dans la stratégie de calage des paramètres du modèle : Vaze et al. (2010) ont testé l'impact de la procédure de calage des modèles hydrologiques sur les résultats de simulation en contexte non-stationnaire. Il en ressort que la période de calage optimale doit être de 20 ans minimum, et utilisée pour la simulation d'une période future au maximum 15 % plus sèche ou 20 % plus humide. Le manque de robustesse des modèles hydrologiques pour les périodes climatiques contrastées dépend des bassins versants, et peut introduire une part d'erreur significative aux résultats, ce qui contribue à l'incertitude totale des projections hydrologiques (Le Lay et al. 2007; Coron et al. 2012;

Brigode, Oudin, et Perrin 2013). De plus, il est difficile d'établir des liens entre les valeurs des paramètres des modèles conceptuels et les caractéristiques hydro-climatiques et physiques des bassins versants. Merz, Parajka, et Blöschl (2011) sont parvenus à mettre en évidence des corrélations entre les valeurs des paramètres d'un modèle hydrologique conceptuel et l'évolution des indicateurs climatiques, ce qui remet en question la notion d'invariance temporelle des paramètres des modèles hydrologiques. Néanmoins, les travaux de Seiller et Anctil (2014), et Seiller, Anctil, et Perrin (2012) ont évalué la pertinence de 20 modèles hydrologiques conceptuels, pour les analyses en changement climatique. Certains modèles apparaissent comme meilleurs que les autres, mais aucun n'est le meilleur dans tous les cas testés (période contrastée, fonction objectif). L'approche multi-modèles peut donc être utile pour comprendre les défauts des modèles, et tenir compte du problème de transférabilité temporelle, grâce aux moyennes d'ensemble.

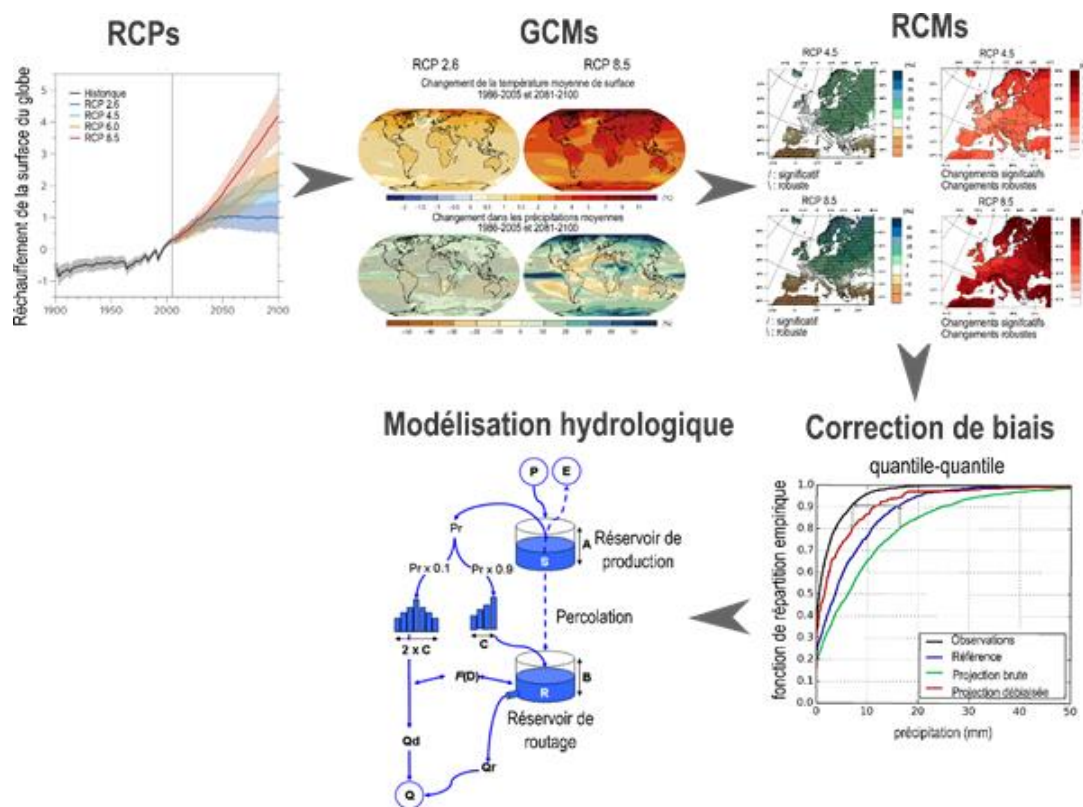


Figure 1.1 : Schéma de la chaîne de modélisation de l'impact du changement climatique. Modifiée à partir des illustrations de : Knutti et Sedláček (2013); from the report : Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects; Jacob et al. (2014) ; Switanek et al. (2017) ; et François, Drogue, et Commeaux (2011).

## 1.2.2 État des lieux des études d'impact hydrologique en France

### 1.2.2.1 Études nationales

Plusieurs études d'impact ont été menées en France ces dernières années, et l'étude qui fait référence à l'échelle nationale est Explore 2070 (Chauveau et al. 2013). À partir de différents scénarios d'émissions du CMIP3 (l'exercice d'intercomparaison des modèles climatiques précédant CMIP5) et 7 GCMs, et l'utilisation d'une méthode de descente d'échelle et de deux modèles hydrologiques différents, GR4J (Perrin, Michel, et Andréassian 2003a) et SIM (Habets et al. 2008), les résultats du projet Explore 2070 ont montré d'une part une diminution entre -16 % et -23 % des précipitations moyennes en France, et une diminution des débits, particulièrement des bas débits. Les modèles hydrologiques utilisés n'intègrent pas les usages de l'eau mais ce projet aborde également des volets socio-économiques, en testant des scénarios plus ou moins sobres sur les usages de l'eau et en utilisant les sorties des modèles hydrologiques. Les résultats ont montré qu'une stratégie d'adaptation basée sur la sobriété des usages de l'eau pour les différents secteurs ne peut pas compenser les impacts du changement climatique. Les forces de l'étude résident dans l'homogénéité des résultats à l'échelle nationale, l'estimation des incertitudes, et l'appréhension de la vulnérabilité en s'appuyant d'une part sur les simulations en changement climatique et d'autre part sur l'état actuel du bassin versant (Carroget et al. 2017). Les résultats de l'étude ont servi de base de réflexion pour plusieurs plans d'aménagement et rapports institutionnels. Dans leur rapport de recherche de Sauquet, Chatel, et Martin (2019), font part des améliorations attendues sur les projections nationales pour les différentes variables hydro-climatiques (disposer des indicateurs comme l'évaporation, ou encore avoir des projections avec un maillage plus utile aux décideurs).

Dayon et al. (2018) ont réalisé une étude plus récente à l'échelle nationale, avec des méthodes et des projections du CMIP5. Les résultats, cohérents avec ceux d'Explore 2070, mettent en avant de fortes diminutions des débits annuels et d'étiages, notamment sur le sud de la France, la Seine et la Loire avec une diminution d'environ 20 % du module annuel. Cette étude s'est concentrée sur l'hydrologie, et n'a pas inclus de dimension socio-économique.

Enfin, depuis 2021, le projet Explore2 vise à mettre à jour les résultats d'Explore 2070. Mettant à profit les progrès réalisés sur les différentes méthodes mises en œuvre, et bénéficiant d'une implication forte des acteurs locaux via des comités utilisateurs, les résultats sont attendus courant 2023. Ce projet utilisera un nombre plus important de GCMs/RCMs qu'Explore 2070, ainsi que deux méthodes de descente d'échelle et un nombre important de modèles hydrologiques et hydrogéologiques. On le verra par la suite, les travaux de cette thèse se basent sur une partie des projections climatiques utilisées dans Explore2.



### 1.2.2.2 Les études régionales

L'approche régionale se concentre sur de grands systèmes hydrologiques, pour tenir compte de spécificités locales, et affiner les résultats observés à grande échelle (Sauquet et al. 2005). Les conclusions des études d'impact régionales vont généralement dans le même sens que les projections hydrologiques à l'échelle nationale (Figure 1.2) et permettent souvent d'aborder de façon plus concrète la question de l'adaptation en tenant compte des vulnérabilités et spécificités régionales en termes d'usages de l'eau. Nous détaillons par la suite quelques-unes des études répertoriées dans la Figure 1.2.

L'étude prospective du bassin du Rhône (projet RDT, Sauquet et al. 2005) indique des anomalies négatives de précipitations, qui se traduisent par une sévérité accrue des étiages à l'horizon 2050. Les calculs de la fiabilité (nombre de jours sur une année avec un débit supérieur au QMNA5, c'est-à-dire le débit mensuel quinquennal sec) et de la résilience (c'est-à-dire la capacité d'un système à faire face à un choc, pour conserver les fonctions essentielles à son bon fonctionnement) futures, projettent des étiages plus longs et plus fréquents. Cependant, du fait d'une grande incertitude, ces résultats ne sont pas aptes à dessiner des plans d'adaptation. L'aléa climatique futur étant difficile à comprendre seul, Sauquet et al. (2015) recommandent d'étudier la vulnérabilité du système hydrologique.

L'étude d'impact du bassin de la Garonne (projet IMAGINE 2030, Sauquet et al. 2010) présente une diminution remarquable de la ressource superficielle (diminution du débit annuel de 10 à 20 %), et un allongement des étiages sur les bassins versants situés sous un régime hydrologique pluvial. De plus, l'étude s'est intéressée aux usages de l'eau sur le bassin, et particulièrement au devenir de l'irrigation et de la gestion hydroélectrique. Sous l'effet du changement climatique à l'horizon 2030, une augmentation de 12 % de la demande en eau pour l'irrigation a été estimée. La gestion des réservoirs à l'avenir prioriserait le soutien d'étiage au détriment de la production d'électricité.

L'étude prospective RExHySS (Ducharne et al. 2009) a exploré l'évolution des extrêmes hydrologiques sous scénarios climatiques sur le bassin de la Seine et de la Somme. Concernant les étiages, les modèles simulent une diminution moyenne d'environ 30 % (évolution du QMNA5 pour 2080-2100) avec de très grandes incertitudes. Il apparaît que les bassins versants sans réservoirs souterrains voient rapidement leurs débits d'étiage diminuer. La tendance calculée sur les étiages montre une augmentation de la sévérité et un allongement de la durée des étiages. Le QMNA5 diminuerait entre 40 % et 50 % d'ici la fin du siècle. Cette étude a intégré un volet sur la demande en eau pour l'irrigation qui a montré une augmentation de 50 % de la demande en eau pour l'irrigation, combinée à des baisses importantes des niveaux piézométriques.

L'étude internationale AMICE sur la Meuse (Droque et al. 2010), sur la partie française du système hydrologique, montre une diminution des étiages (MAM7 : Moyenne Annuelle Minimum pour 7 jours) de 10 % à l'horizon 2050, et de 40 % à la fin

du siècle. Les projections ne diffèrent pas significativement selon les scénarios. D'ici à la fin du siècle, les valeurs de QMNA1 et QMNA5 (Débit Minimum Annuelle de période de retour 1 et 5 ans) devraient diminuer de moitié. La sécheresse hydrologique de 1976, qui était historique, pourrait revenir tous les 5 ans. Avec la définition des seuils d'alerte actuelle, ces seuils seront franchis entre 6 et 22 % du temps à l'horizon 2050, et entre 15 et 52 % du temps à la fin du siècle. Cependant, il existe de fortes différences en regardant la distribution spatiale des incertitudes entre l'amont et l'aval du bassin.

L'étude du bassin de la Durance (projet R2D2, Sauquet 2015) a traité la question des projections hydrologiques, ainsi que l'impact sur les secteurs de consommation de l'eau. La conclusion fait part d'une diminution importante de la ressource estivale (-20 m<sup>3</sup>/s en aval du bassin). Pour la question des étiages (indicateur Q95, i.e. la valeur de débit surpassée 95 % du temps), la durée passée sous le seuil de référence va doubler. De plus, ils ont mis en place comme cadre d'analyse des résultats le cadre de la réglementation actuelle. Ils trouvent alors que le nombre de jours de franchissement des seuils d'alerte va augmenter.

De manière complémentaire à cette section, on notera aussi l'inventaire réalisé par Sauquet et al. (2022) dans le cadre du projet Explore2.

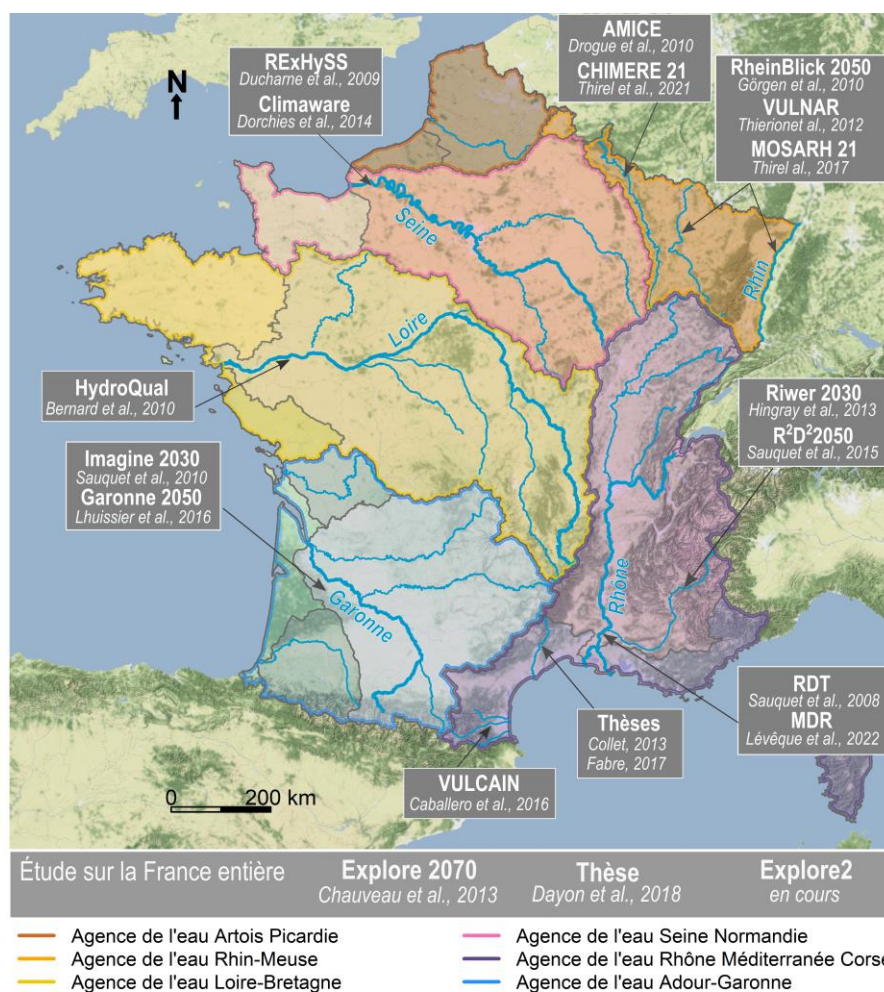


Figure 1.2 : Représentation des grands systèmes hydrologiques en France et des études d'impact du changement climatique sur l'hydrologie associées.

### 1.2.3 Limites et recommandations à tirer des études d'impact

Toutes les études mentionnées ci-dessus ont bien suivi la même démarche, classique pour une étude d'impact, illustrée par Carter et al. (1994) et Wilby et Dessai (2010). Néanmoins, il existe des différences à chaque étape. Les données climatiques utilisées comme forçage dépendent du ou des scénarios utilisés, des modèles climatiques utilisés et des méthodes de descente d'échelle choisies. L'approche multi-scénario et multi-modèle est la plus représentée dans les études. Le nombre de GCMs utilisés est variable, certaines études procèdent même à un ré-échantillonnage pour redéfinir leurs forçages climatiques. Toutes les études n'utilisent pas les mêmes méthodes de correction de biais, et les mêmes ensembles de couple GCM/RCM, rendant les comparaisons entre études difficiles (cf tentative réalisée par Thirel et al. 2018 dans l'étude MOSARH21).

Concernant le volet hydrologique, l'utilisation d'une famille de modèles plutôt qu'une autre affecte aussi les résultats. Ainsi pour Sauquet et al. (2005), si la distribution spatiale des modèles à bases physiques est un avantage (pour représenter explicitement les processus internes du bassin versant), ils ne reproduisent pas correctement les étiages passés. C'est pourquoi les auteurs ont préféré l'utilisation de modèles conceptuels (pluie-débit), capables de reproduire les étiages passés, malgré l'hypothèse de stationnarité (le transfert de paramètres d'une période passée vers une période future). Inversement, Dayon et al. (2018) ont préféré l'utilisation d'un modèle à bases physiques, afin d'éviter le problème de transférabilité des paramètres des modèles hydrologiques conceptuels. Néanmoins, le problème de transférabilité peut aussi se porter sur l'usage des sols (défini dans le modèle au temps présent), et les processus physiques qui en découlent (infiltration, et ruissellement). Hormis ces deux exemples, où les auteurs font le choix d'utiliser un seul type de modèle, l'approche multi-modèle est souvent préconisée pour évaluer les incertitudes de la modélisation hydrologique. Dans l'idéal, elle regroupe des modèles avec des approches différentes (e.g. Ducharme et al. 2009 ; Sauquet et al. 2015, Thirel et al. 2021).

Dans les cas où le modèle hydrologique utilisé nécessite un calcul préalable d'évapotranspiration potentielle (ETP), le choix de la formulation à utiliser représente une source d'incertitude importante. Le Tableau 1.1 recense les différentes formulations utilisées dans le cadre des études d'impact nationales ou régionales. Il n'y a actuellement pas de consensus sur la formule à utiliser. Si les formules issues des développements de Penman semblent les plus utilisées, d'autres formules utilisant préférentiellement la température de l'air sont aussi utilisées (e.g. Thornthwaite, Hargreaves, Oudin). Par ailleurs, la formulation de Penman se décline en de multiples variations (formulation originale de Penman, formulation de Penman-Monteith, formulation de Penman pré-calculée par Météo-France) qui peuvent donner des estimations assez différentes (Vannier et Braud 2012). Le choix d'une formule d'ETP est parfois réalisé en fonction de la capacité de la formule à bien reproduire les écoulements passés (e.g. Collet, 2013) ou en réalisant des analyses de sensibilité pour les projections hydrologiques futures (e.g. dans le cas d'Explore2070).

Mais dans la grande majorité des cas, le choix est arbitrairement fait en fonction des habitudes des auteurs ou des modèles hydrologiques utilisés.

Tableau 1.1 : Projets d'étude d'impact du changement climatique sur la France, à l'échelle régionale ou nationale, et formule d'ETP utilisée pour la modélisation hydrologique.

<b>Projet</b>	<b>Référence</b>	<b>Formule d'ETP</b>
Rexhyss	Ducharne et al. 2009	Penman
Climaware	Dorchies et al. 2014	Penman
AMICE	Drogue et al. 2010	Oudin
Chimere21	Thirel et al. 2021	Penman-Monteith
Rhein Blick 2050	Görgen et al., 2010	Penman -Wendling/Oudin
Vulnar	Thierion et al. 2012	<i>modèle sans ETP</i>
MOSARH21	Thirel et al. 2018	Penamn-Monteith
HydroQual	Bernard 2010	?
Imagine 2030	Sauquet et al. 2010	Thornwaite
Garonne 2050	Lhuissier et al. 2016	Penman-Monteith
VULCAIN	Caballero et al. 2016	Penman
Thèse de Collet	Collet 2013	Penman -Monteith
Thèse de Fabre	Fabre 2015	Oudin / Penman-Monteith
River 2030	Hingray et al. 2013	Hargreaves
R2D2 2050	Sauquet et al., 2015	Penman-Monteith
RDT	Sauquet et al., 2008	Penman
MDR	Lévêque et al. 2022	<i>modèle sans ETP</i>
Explore 2070	Chauveau et al., 2013	Penman-Monteith

Par ailleurs, les études d'impact mentionnées plus haut ne s'intéressent pas toutes à la question des usages de l'eau et de leur satisfaction, alors même que l'on parle désormais d'une hydrologie de l'Anthropocène (Vidal 2019). Très peu d'études proposent des couplages entre modèles hydrologiques et modèles de gestion de l'eau intégrant les multiples usages anthropiques. L'usage le plus étudié est l'usage agricole (i.e. l'irrigation), et dans une moindre mesure la production hydroélectrique. Dans certains cas, la vulnérabilité de ces usages est estimée seulement en post-traitement des projections hydrologiques, c'est-à-dire en ne tenant pas compte de l'impact des usages de l'eau sur la ressource, mais seulement de l'impact de la ressource sur les usages de l'eau (e.g. Explore 2070). Cela représente une limite sur les conclusions tirées en termes de vulnérabilité, et sur la capacité des gestionnaires à s'approprier les résultats de telles études pour ensuite s'en servir comme élément de référence pour élaborer des plans d'adaptation. Pour finir, ces études d'impact réalisées jusqu'à maintenant ont pu être à la base des plans d'adaptations établis pour préserver la ressource en eau par les différentes Agences de l'eau.

## 1.3 Objectifs de la thèse

L'utilisation des projections hydrologiques établies en contexte de changement climatique permet aux gestionnaires d'évaluer la magnitude des changements futurs. Néanmoins, l'utilisation de modèles hydrologiques repose sur des hypothèses de stationnarité qui peuvent être mises à mal en contexte de changement global. L'objectif général de la thèse est de proposer des méthodologies permettant de mettre en place une modélisation hydrologique plus pertinente en contexte de changement global, et de répondre à des problématiques de gestion de la ressource en eau que peuvent se poser les gestionnaires. Dans un premier temps, le travail réalisé porte sur l'estimation de la demande en eau de l'atmosphère (i.e. l'évapotranspiration potentielle ETP), concept largement utilisé en modélisation hydrologique. Dans un second temps, l'objectif de la thèse est de développer une modélisation explicite des usages de l'eau permettant d'évaluer des scénarios d'usages de l'eau à l'échelle des bassins versants.

### 1.3.1 La représentation de l'évapotranspiration potentielle comme axe d'amélioration

Les conséquences du changement climatique sur les ressources en eau sont simulées à travers la chaîne de modélisation mentionnée plus haut (Figure 1.1). Les incertitudes issues de chaque étape sont connues pour être conséquentes, mais celles-ci viennent principalement de l'incertitude sur l'évolution des précipitations, qui se propagent et donnent lieu au concept de la cascade d'incertitude (Wilby et Dessai 2010). Ce concept sur les incertitudes est bien connu et permet d'analyser et de quantifier les incertitudes totales des projections hydrologiques, avant de communiquer et de valoriser les résultats d'une étude d'impact auprès des gestionnaires (Figure 1.3.a). Le traitement des incertitudes dans les études d'impact du changement climatique a été abordé à plusieurs reprises par la communauté scientifique, et est désormais une étape incontournable.

Bien que l'incertitude des précipitations soit considérable, l'évapotranspiration, qui est l'autre variable hydroclimatique nécessaire pour la modélisation des écoulements, doit aussi être considérée dans cette analyse. L'évapotranspiration réelle (ET) est un flux difficile à mesurer et joue pourtant un rôle déterminant dans les processus d'assèchement. En effet, l'évolution de ce flux est à la fois déterminé par les facteurs climatiques, mais aussi contraint par l'eau disponible, et la végétation (Lemordant et al. 2018). C'est pourquoi les modèles hydrologiques conceptuels font appel au concept d'évapotranspiration potentielle (ETP). Ainsi, l'ETP correspond au volume d'eau maximum qui peut être évapotranspiré sans limites de disponibilité d'eau à l'échelle du bassin versant. Cette grandeur peut s'estimer par de nombreuses formulations, et est susceptible d'augmenter avec le réchauffement climatique. L'estimation de l'ETP ajoute donc un nouvel élément à la cascade d'incertitude des études d'impact en hydrologie déjà existante, et implique de nouvelles incertitudes (Figure 1.3.b). Cette idée a été illustrée par les travaux de Milly et Dunne (2016, 2017), qui font état de biais, voire de

suresimation de l'évapotranspiration dans les projections hydrologiques et remettent ainsi en cause le choix de certaines formules d'ETP.

Par conséquent, si les régions où le bilan en eau est actuellement limité par l'énergie disponible présentent des évolutions inquiétantes, en devenant des régions où le bilan en eau sera limité par l'eau disponible (Denissen et al. 2022; Konapala et al. 2020), alors l'estimation de l'ETP devient encore plus importante, et le choix de la formule utilisé aussi.

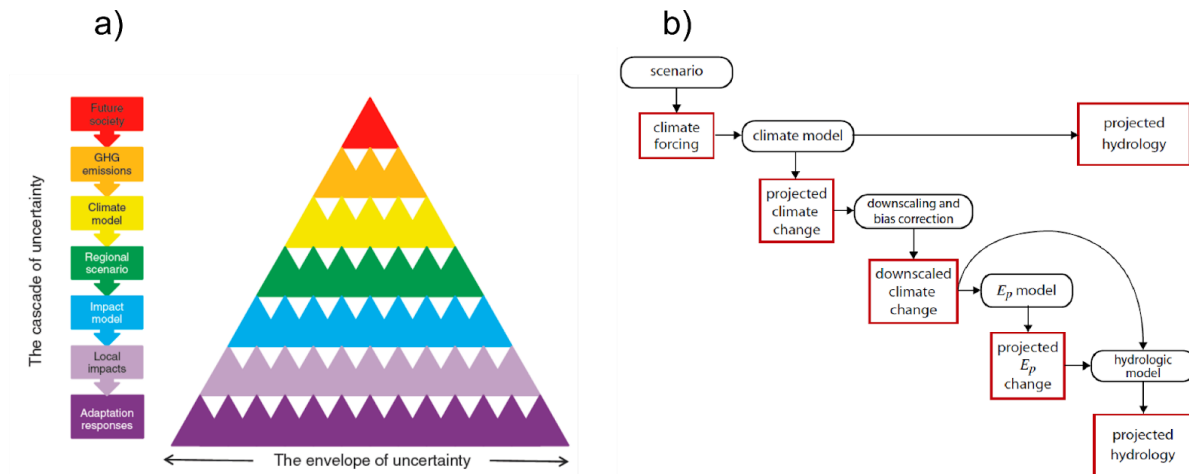


Figure 1.3 : a) Représentation de la propagation de l'incertitude à travers la chaîne de modélisation d'une étude d'impact du changement climatique. Source : Wilby et Dessai (2010). b) Représentation de la place des modèles dans la cascade d'incertitude en hydrologie. Source : Milly et Dunne (2017).

La comparaison des différentes études d'impact dans la littérature montre bien le manque de consensus sur le choix de la représentation de l'ETP pour la modélisation hydrologique conceptuelle en contexte non-stationnaire. À titre d'exemple, le tableau ci-dessous (Tableau 1.2) présente les formules d'ETP utilisées dans un contexte non-stationnaire par différents auteurs. Dans beaucoup de ces études, le choix de la formulation reste très peu discuté et repose souvent sur des considérations arbitraires (préjugés sur le bien-fondé physique de la formule, habitude de l'utilisation de la formule pour des études passées, correspondance entre disponibilité des données de la région et données utilisées par la formule choisie, etc.).

Tableau 1.2 : Liste de références d'étude utilisant différentes formules d'ETP

Nom de la formule d'ETP	Exemples d'application en contexte de changement climatique
Blaney-Cridle	Merz, Parajka, et Blöschl (2011) ; Parajka et al. (2016)
Hamon	Sylla et al. (2018)
Hargreaves	Her et al. (2019) ; Trambly et al. (2018)
McGuinness	Seiller, Anctil, et Perrin (2012)
Morton	Vaze et al. (2010) ; Fowler et al. (2018)
Oudin	Seiller, Roy, et Anctil (2017) ; Givati et al. (2019) ; Marchane et al. (2017)
Penman	Brigode, Oudin, et Perrin (2013)
Penman-Monteith	Mockler et al. (2016) ; Sauquet et al. (2015)
Priestley-Taylor	Jung et al. (2010)

En outre, les incertitudes dans l'estimation de l'ETP sont souvent difficiles à distinguer sur les simulations hydrologiques sur la période actuelle. En effet, lorsqu'un jeu de paramètres optimal est calé à partir des données hydro-climatiques, le modèle conceptuel compense en partie les erreurs liées aux forçages, dont celles de l'ETP (Oudin et al. 2005). Ainsi, les erreurs dans l'estimation de l'ETP et du calcul de l'ET sont partiellement masquées et compensées. Cependant, dans un cadre d'usage prospectif comme pour une étude d'impact, l'hypothèse selon laquelle la compensation des erreurs sur la période observée est constante dans des conditions climatiques non-stationnaires est critiquable. Cette même hypothèse sur l'ETP peut devenir un biais majeur dans les projections hydrologiques.

En résumé, on peut considérer que la caractérisation de l'évolution de l'ETP en contexte non-stationnaire est un axe de travail et d'amélioration pour les études d'impact en hydrologie. De là, se dégagent les problématiques scientifiques :

- Quel sera l'impact du climat futur sur l'ETP et quelle part d'incertitude portent les formulations d'ETP ?
- Comment adapter les formules d'ETP pour tenir compte des interactions surface-atmosphère de manière simplifiée ?

Cet axe est développé dans les chapitres 2 et 3 de la thèse et le positionnement scientifique par rapport à la littérature internationale associée y est présenté. Les développements et tests sur ces questions seront réalisés à partir de données et de simulations de modèles à l'échelle de la France métropolitaine. Cette échelle permettra de couvrir des régions aux climats contrastés et dont les contraintes liées à l'évapotranspiration proviennent soit d'un déficit en eau (partie Sud de la France, excepté en montagne) soit d'un déficit d'apport d'énergétique (partie Nord de la

France). Nous utiliserons les conclusions de ces chapitres pour aborder la question de l'adaptation à l'échelle régionale sur le bassin de la Moselle.

### 1.3.2 La représentation des usages de l'eau comme axe d'amélioration

La représentation des usages et de la gestion dans les modèles conceptuels est un axe d'amélioration possible car de nombreuses études d'impact n'intègrent pas cet aspect. Actuellement, tous les modèles hydrologiques ne sont pas en mesure de tenir compte explicitement des usages de l'eau sur le bassin. Pourtant, cette contribution au cycle de l'eau tel qu'il est connu est parfois très importante, puisque les prélèvements, les rejets, ou encore les retenues viennent modifier le bilan hydrologique et les débits observés. Il y a un enjeu scientifique fort et international à coupler la modélisation hydrologique et la gestion de la ressource en contexte de changement global (Montanari et al. 2013). Cela est d'autant plus important pour analyser l'émergence de déséquilibres et de faiblesses dans la gestion de ressources en eau, pour anticiper l'évolution de la vulnérabilité des bassins versant vis-à-vis des activités humaines (Srinivasan et al. 2012). L'utilisation de modèles hydrologiques intégrant les usages de l'eau est donc prérequis pour étudier les adaptations possibles de différents secteurs d'usage de l'eau face au changement climatique.

Dans les études qui n'ont pas intégré la prise en compte des influences anthropiques, les modèles conceptuels ont intégré indirectement l'effet des usages sur les débits observés dans leurs jeux de paramètres, puisqu'ils sont calés et évalués avec ces débits observés et donc par définition potentiellement influencés. Une exception à cela se trouve dans les études ayant procédé à une naturalisation des débits mesurés, c'est-à-dire à un désinfluencement de ces chroniques des usages anthropiques (e.g. projets R2D2, Sauquet et al. 2015, et CHIMERE21, Thirel et al. 2021). Cependant dans le futur, ces mêmes usages sont susceptibles de changer, ce qui repose le problème de stationnarité du jeu de paramètres (e.g. Vaze et al. 2010; Brigode, Oudin, et Perrin 2013). Ainsi, une amélioration de l'utilisation des modèles hydrologiques conceptuels dans les études d'impact du changement climatique serait de déceler la contribution des usages humains dans les débits pour caler un jeu de paramètres qui ne dépende pas de l'hypothèse de stationnarité des usages de l'eau anthropiques. La représentation explicite des usages de l'eau dans le modèle hydrologique améliorerait les projections hydrologiques en les rendant plus fiables et robustes. De même, considérer les usages de l'eau dans le modèle permettrait d'une part de pouvoir explorer des changements de trajectoire dans les usages de l'eau et ainsi représenter des stratégies d'adaptation, mais aussi rendrait les conclusions des études d'impact plus utiles aux gestionnaires.

Ainsi, les problématiques scientifiques suivantes seront abordées dans une seconde partie :

- Comment établir des projections hydrologiques qui tiennent compte des usages de l'eau ?



- Comment évaluer la durabilité des besoins en eau anthropiques en contexte de changement climatique ?

Cet axe est abordé dans les chapitres 4 à 6 de la thèse, la littérature et les méthodologies existantes sur la prise en compte des usages par les modèles hydrologiques dans la littérature internationale sont présentées au début des chapitres. Pour répondre à ces questions, la thèse s'est appuyé sur une étude de cas, celle du bassin versant de la Moselle en France, qui regroupe des usages de l'eau divers. Enfin, le chapitre 7 discutera les résultats en lien avec les deux axes de la thèse, et le chapitre 8 conclura ce manuscrit.

# Chapitre 2 Analyse comparative des projections d'ETP et des incertitudes associées à l'échelle de la France en fonction de la formulation choisie

## Préambule

Ce chapitre s'intéresse aux incertitudes liées à la formulation de l'ETP dans la chaîne de modélisation de l'étude d'impact du changement climatique. Dans un cadre multi-modèle et multi-scénario, nous utilisons sept formulations différentes d'ETP et un ensemble de 30 projections climatiques. Pour estimer les incertitudes liées à chaque étape du processus de calcul de l'ETP (à savoir les scénarios radiatifs, les modèles de circulation générale, les modèles climatiques régionaux et les formulations d'ETP), une analyse de décomposition de la variance (ANOVA) a été utilisée. L'étude est menée à l'échelle de la France métropolitaine, ce qui permet d'analyser si les résultats dépendent de la région étudiée, et en particulier de distinguer les régions où l'eau est un facteur limitant de l'évaporation et les régions où l'énergie est un facteur limitant à l'évaporation. On notera que les projections climatiques utilisées dans ce chapitre sont issues de la sélection de projections utilisées dans le rapport Drias 2020 (Soubeyroux et al 2020) qui sert de base à la sélection de projections d'Explore2 (les projections Explore2 n'étant pas disponibles lorsque ce travail a été réalisé). Dans ce chapitre, les projections brutes Euro-CORDEX (i.e. non débiaisées par ADAMONT) sont utilisées.

Ce chapitre est écrit en anglais et correspond à un article publié dans la revue *Hydrology and Earth System Sciences* : Lemaitre-Basset et al., (2022a)

## Abstract

The increasing air temperature in a changing climate will impact actual evaporation and have consequences for water resources management in energy-limited regions. In many hydrological models, evaporation is assessed by a preliminary computation of potential evaporation (PE) representing the evaporative demand of the atmosphere. Therefore, in impact studies the quantification of uncertainties related to PE estimation, which can arise from different sources, is crucial. Indeed, a myriad of PE formulations exist and the uncertainties related to climate variables cascade into PE computation. So far, no consensus has emerged on the main source of uncertainty in the PE modelling chain for hydrological studies. In this study, we address this issue by setting up a multi-model and multi-scenario

approach. We used seven different PE formulations and a set of 30 climate projections to calculate changes in PE. To estimate the uncertainties related to each step of the PE calculation process (namely Representative Concentration Pathways, General Circulation Models, Regional Climate Models and PE formulations), an analysis of variance decomposition (ANOVA) was used. Results show that mean annual PE would increase across France by the end of the century, from +40 to +130 mm.y<sup>-1</sup>. In ascending order, uncertainty contributions by the end of the century are explained by: PE formulations (below 10 %), then RCPs (above 20 %), RCMs (30-40 %) and GCMs (30-40 %). However, under a single scenario, the contribution of the PE formulation is much higher and can reach up to 50 % of the total variance. All PE formulations show similar future trends since climatic variables are co-dependent to temperature. While no PE formulation stands out from the others, in hydrological impact studies the Penman-Monteith formulation may be preferred as it is representative of the PE formulations ensemble mean and allows accounting for climate and environmental drivers co-evolution.

## 2.1 Introduction

Ongoing climate change results in regional changes of precipitation regimes and a global increase of air temperature (Intergovernmental Panel on Climate Change 2014a). As a consequence, the increase in evaporation has been highlighted as a potential key risk that may decrease streamflow and water resources, particularly in Europe and arid environments (Intergovernmental Panel on Climate Change 2014b). However, the relationship between air temperature and evaporation increase is not straightforward. This relationship is highly dependent on water availability and atmospheric feedbacks (Boé et Terray 2008). Indeed, some studies pointed out a decreasing trend for evaporation in observed records, despite an increasing trend in air temperature, due to soil moisture limitation (Jung et al., 2010) or atmospheric feedbacks such as increasing air moisture (Allen et al., 1998).

In many crop water requirements and hydrological models, evaporation is assessed by a preliminary computation of potential evaporation (PE) representing the evaporative demand of the atmosphere and used as inputs in the models. A large panel of formulations exist for PE estimation, from empirical temperature-based methods to more integrative ones, based on energy budget. In impact studies, the choice of an empirical temperature-based method is often motivated by the limited confidence in climate variables other than air temperature (Wilby et Dessai 2010; Dallaire et al. 2021), while the choice for more physically-based formulations is guided by the will to explicitly take into account interactions between radiative and aerodynamic variables that may co-evolve under climate change (Donohue, McVicar, et Roderick 2010; McKenney et Rosenberg 1993). Frameworks to assess PE formulation validity in climate change impact studies concentrated on the ability to reproduce past and sometimes extreme events (Prudhomme and Williamson 2013), but assuming that models may represent past and future climates equally well is

difficult to verify. Here, we propose to assess the contribution of PE formulations to the overall uncertainty of projections by testing several formulations under several climate projections. Since PE formulations are not the only source of uncertainty in impact modelling chains and since PE uncertainties also stem from the uncertainty conveyed by General Circulation Models (GCMs), Regional Climate Models (RCMs) and/or downscaling methods, quantifying the contribution of PE formulations to the total uncertainty of PE estimates is deemed crucial.

Previous studies that examined the contribution of PE formulations to the total uncertainty of PE projections show rather divergent results. Hosseinzadehtalaei et al. (2016) considered seven alternative PE formulations to the Penman-Monteith under a large set of 44 GCMs-RCPs couples over Belgium. They found that RCPs, GCMs and PE formulations show balanced contributions to the total PE uncertainty. McAfee (2013) compared three different PE formulations in the North American Great Plains and showed that the Hamon formulation presents higher increase of PE than Penman and Priestley-Taylor formulations. Wang, Xing, et Shao (2015) showed that the Penman-Monteith formulation leads to a higher increase of PE than the Hargreaves formulation in China.

Regarding hydrological projections, Bae, Jung, and Lettenmaier (2011), Seiller et Anctil (2016), Williamson, Nystrom, et Milly (2016) and Milly et Dunne (2016; 2017) showed how future streamflow anomalies can be dependent on the choice of PE formulation. Conversely, (Koedyk et Kingston 2016) and Thompson, Green, et Kingston (2014) found that PE formulation adds a minor contribution to the total uncertainty of streamflow anomalies in the Mekong River and over New Zealand. Kay and Davies (2008) found that climate models bring the most uncertainties but pointed out that hydrological impacts can be quite different depending on the PE formulation used across Great Britain. Vidal et al. (2013) studied the differences between two PE formulations over the French Alps, and found a very significant contribution of the PE formulations to the total uncertainty of the projections.

These rather mixed results may originate from several choices made by the authors. First, the studies did not use the same ensemble of PE formulations. For example, Kay and Davies (2008) used two PE formulations while Koedyk and Kingston (2016) and Milly and Dunne (2017) used up to eight different formulations including both empirical and physically-based formulations derived from an energy balance. Second, not all studies used the same radiative forcing scenarios and were often limited to a single scenario. For example, Koedyk and Kingston (2016) limited their study to a warming of 2 °C. However, other studies have focused on the most pessimistic greenhouse gas emission scenario associated with the greatest global warming. For instance, Milly and Dunne (2017) only explored the CMIP5 RCP 8.5 scenario, and before them Kay and Davies (2008) only used SRES A2. Third, results appear to be linked to the study spatial scale, depending on whether the authors are interested in climate impact at the global scale (e.g. Milly and Dunne, 2016, 2017), the regional scale (e.g. Kay et Davies 2008), or the local scale (e.g. Koedyk and Kingston, 2016). Vidal et al. (2013) only focused on mountainous areas, where all PE

formulations are questionable, because all physical processes involved under cold and mountainous regions are not represented (part of the snow cover disappears by sublimation without melting). Finally, studies differ on the variable of interest on which the total uncertainty is computed: it can be either the PE estimate itself or streamflow simulated by a hydrological model. Assessing the PE uncertainty on the resulting streamflow simulations is legitimate for case studies where water resources are assessed but it largely complicates the analysis since the sensitivity of streamflow simulations to PE inputs is conditioned both by hydrological model parameterization and by the climatic settings of the studied area (Koedyk et Kingston 2016).

In this study, we use a comprehensive framework, including a large variety of seven PE formulations under several scenarios and using a large set of thirty CMIP5 GCM/RCM outputs. The sensitivity of impact models to PE is not addressed in this study, we focus our analysis on PE and assess the contribution of the formulations to the total PE uncertainty over a large domain, France. First, the analysis will focus on the future change in potential evaporation under climate change. Second, the total uncertainty on projected PE will be partitioned and quantified among all uncertainty sources (RCPs, GCMs, RCMs, and PE formulations), then uncertainty for RCP 8.5 only.

## **2.2 Material and method**

### **2.2.1 Climate projections**

Three different RCPs (RCP 2.6, RCP 4.5 and RCP 8.5) were used to account for the uncertainty in future greenhouse gas emission trajectories and climate variables from thirty GCM/RCM couples from EURO-CORDEX (Jacob et al. 2014) (Table 2.1). The use of several models at each step allowed for a more robust quantification of the uncertainties stemming from each step. The modelling chain describes a pathway from different RCPs to an impact model (here PE formulations), with a succession of models, whose simulation outputs feed the next model. The Figure 2.1 represents the modelling chain used for this study with each modelling step, namely RCPs, GCMs, RCMs and PE formulations. The reference period used with climate projections to compute PE anomalies is 1976-2005 and projections were analysed over 1976-2099. In practice 30-year periods are used for climate impact studies, and the EURO-CORDEX simulations using the climate change scenarios cover the 2006-2100 time period. For all RCPs/GCMs/RCMs combinations only a realization is available. It hinders quantification of the internal variability as uncertainty sources. However, as anomalies are computed over long time slices, we can assume that natural climate variability has a limited impact. All data were available at the daily time step.

Table 2.1 The available climate projection data. The numbers (2.6, 4.5 and 8.5) refer to the RCPs used by the GCM (rows)/RCM (columns) pairs. Empty boxes or missing RCPs show the absence of data.

GCM-RCM	Aladin63	Racmo22E	WRF381P	RRCA4	RegCM4	CCLM4-8-17	REMO2009	HIRHAM5	REMO2015
IPSL-CM52			4.5; 8.5	4.5; 8.5					
CNRM-CM5	2.6; 4.5; 8.5	2.6; 4.5; 8.5							
EC-EARTH		2.6; 4.5; 8.5		2.6; 4.5; 8.5					
HadGEM2-ES					2.6; 8.5	4.5; 8.5			
MPI-ESM-LR						2.6; 4.5; 8.5	2.6; 4.5; 8.5		
NorESM1-M								4.5; 8.5	2.6; 8.5

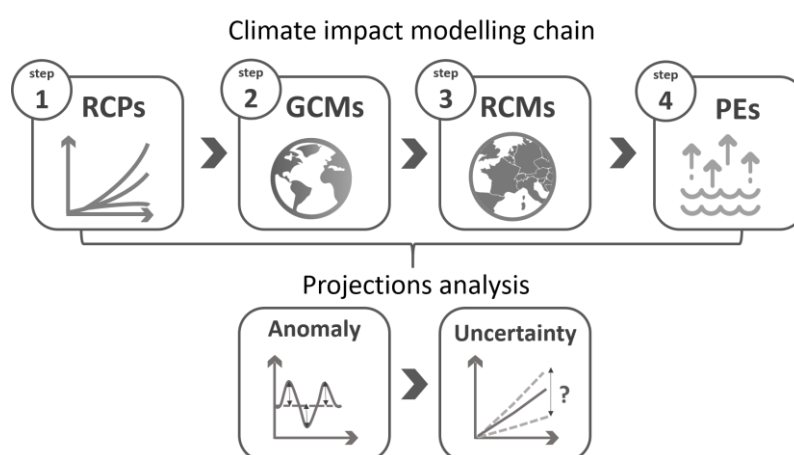


Figure 2.1 : Diagram representing the modelling chain for the study of the impact of climate change on potential evaporation.

### 2.2.2 PE formulations

Seven PE formulations were selected in this study (see Table 2.2). This selection was made to represent diverse ways of estimating PE, including physically-based methods derived from the energy balance and empirical methods. In this study, all formulations were applied at a daily time step.

The Penman and Penman-Monteith formulations are often referred to as combinational methods since they are derived from the energy budget coupled with aerodynamic considerations. While the Penman formulation is recommended for open water evaporation estimation, the Penman-Monteith formulation was proposed to estimate the potential evaporation from a reference crop. These two formulations are widely used in crop water requirements and hydrological models since they make full use of currently measurable climate variables, under a physically-derived framework. For climate change impact studies, these formulations allow to take into account possible interactions and feedbacks between climate variables. The Priestley-Taylor formulation is a simplification of the Penman equation that allows estimation of PE with only radiative climate variables. This formulation does not make use of aerodynamic climate variables, which are highly uncertain in climate change impact studies. The Morton formulation was recommended by McMahon et al. (2013) for

hydrological modelling. Based on the Priestley- Taylor formulation, it includes an iterative estimation of a so-called equilibrium temperature, which better represents the surface temperature. Oudin, Hamon and Hargreaves formulations use air temperature only. Proxies of solar radiation are implicitly included in these formulations either through extraterrestrial radiation estimation or using empirically-derived equations that relate radiation to mean or amplitude of daily air temperature. For climate change impact studies, these formulations are interesting since air temperature is probably the least uncertain variable in climate projections. However, the absence of other climate variables is questionable under climate change since feedbacks between climate variables exist, e.g. the dimming effect making radiation decrease while air temperature increases. Shaw et Riha (2011) pointed out higher future PE amounts with the temperature-based formulations, compared to other formulations, over five predominantly hardwood forest sites at differing latitudes in the eastern United States.

### 2.2.3 Quantifying and partitioning projected PE uncertainties

A Bayesian data augmentation technique, the QUALYPSO method (Evin et al. 2019; Evin 2020), was applied to deal with the lack of balance in terms of representation within the combinations of climate models (GCMs/RCMs) and RCPs (see gaps in Table 2.1) The data set available for this study is composed of 30 RCP/GCM/RCM chains, multiplied by seven PE formulations. The Bayesian data augmentation process of the QUALYPSO framework fills a complete and balanced matrix of climate projections composed of 162 members (3 RCPs\*6 GCMs\*9 RCMs), multiplied by seven PE formulations. This process results in a balanced data set, which is essential to correctly assess the contribution of each modelling step and to avoid inducing a biased estimation of the variance explained by a specific modelling step over or under represented. This framework was successfully applied by Lemaitre-Basset et al. (2021) to analyse projected hydrological uncertainties with an incomplete ensemble of projections. ANOVA methods are frequently used to quantify the contribution of different models to total uncertainty. They rely on respective variance contributions of the different modelling chain steps to the total variance. The analysis of variance can be performed with a time series approach as mentioned by Hingray et Saïd (2014), which considers the quasi-ergodicity of climate variables for the long term. This approach was also used by Lafaysse et al. (2014) and (Vidal et al. 2016) who added the downscaling and hydrological modelling steps to the modelling chain in the evaluation of uncertainties. In the present study, to quantify and partition the total uncertainty on the projected changes among the different modelling steps, the QE-ANOVA framework was chosen (Hingray et al. 2019; Hingray et Saïd 2014). The QE-ANOVA method allows decomposing the total variance of the projected potential evaporation estimates. The total uncertainty partitioning is composed by the sum of all specific variances of each modelling chain step (namely RCPs, GCMs, RCMs and the PE formulations), and a residual term, representing the interaction between models. Moreover, a 30-year rolling mean is applied on projected

variables that are available from 1976 to 2099, to reduce the impact of internal variability. Within the QE-ANOVA analysis, the trend signal analysed by a variance decomposition is a trend model fitted to rolling mean projections. This statistical analysis allows to assess the importance of the choice in PE formulation, according to the time scale and geographical-area targets. Finally, a signal to noise ratio is used to determine the strength of PE changes over France. The ensemble mean PE expected changes represents the signal, and the noise is represented by the standard deviation between simulations.

Table 2.2: The seven formulations used to compute PE. The column ‘Climate variables’ refers to the input data required in each PE formulation.  $R_n$  is net radiation,  $rh$  is relative humidity,  $u_2$  is 2-m wind speed and  $T_a$  is 2-m air temperature. Full equations are available in the provided R code (see code availability section). Penman-Monteith method from FAO 56; Hamon formulation use theoretical sunshine hours (Oudin et al., 2005; Almorox et al., 2015). RRM = Rainfall-Runoff Modelling.

Name and notation	Sources	Type of application	Climate variables
Penman	Allen et al. (1998); Penman (1948)	RRM / open water surface	$R_n, T_a, u_2, rh$
Penman-Monteith	Allen et al. (1998); Monteith, (1965)	RRM / crop evapotranspiration	$R_n, T_a, u_2, rh$
Priestley-Taylor	Priestley & Taylor, 1972	RRM	$R_n, T_a$
Morton	McMahon et al. (2013); Morton (1983)	RRM / catchment water balance	$R_n, T_a, rh$
Oudin	Oudin et al., 2005	RRM	$T_a$
Hamon	Hamon (1963); Oudin et al. (2005)	RRM	$T_a$
Hargreaves	(Allen et al. (1998); Hargreaves and Samani (1985)	RRM / crop evapotranspiration	$T_a$

## 2.3 Results

### 2.3.1 Trends in potential evaporation according to the different RCPs

Figure 2.2a shows the mean annual PE, from multi-scenario and multi-model average, over the reference period 1976-2005 based on climate projections data. Across France, a north-south gradient is visible, with the highest values obtained over the Mediterranean region and the lowest ones over the northern part and the mountainous areas (Alps and Pyrenees). Annual PE is shown to increase over the 1976-2005 period (Figure 2.2b). A mean increase from about 730 mm.y<sup>-1</sup> at the beginning of the century to about 840 mm.y<sup>-1</sup> by the end of the century is simulated for all RCPs averaged (Figure 2.2b). However, this PE increase highly depends on RCPs, as PE reaches around 775, 820, and 920 mm.y<sup>-1</sup> for RCPs 2.6, 4.5 and 8.5, respectively. This means that for the majority of climate models and PE formulations, the projected increase in greenhouse gas concentrations clearly leads to an increase in PE estimates and the trend in PE is closely related to the RCP considered: an exponential increase for RCP 8.5, a rather linear increase for RCP 4.5 and a plateau reached by 2040 for RCP 2.6.



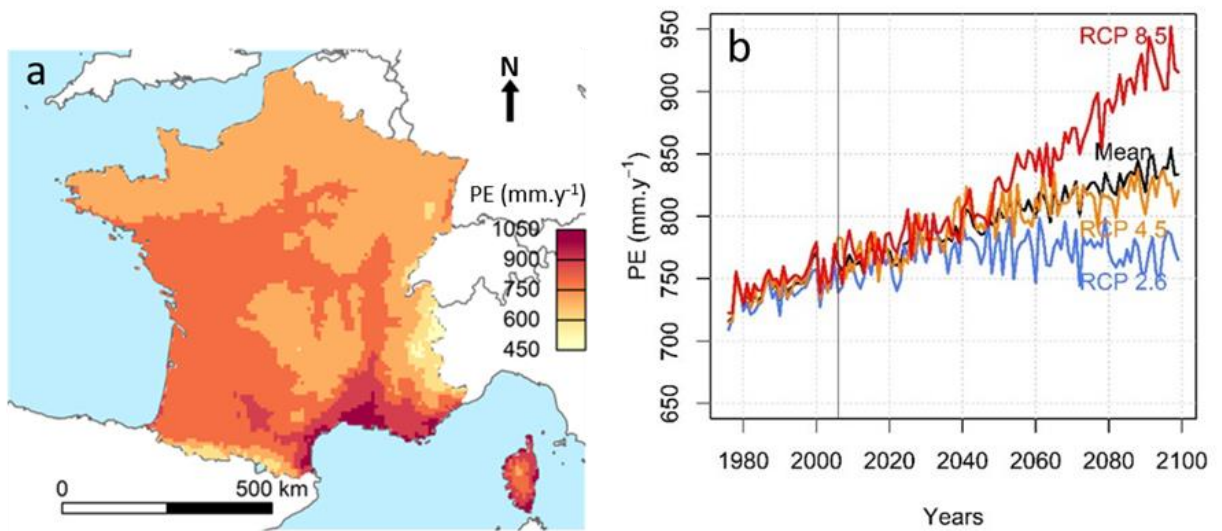


Figure 2.2 : Mean annual PE ( $\text{mm}\cdot\text{y}^{-1}$ ) computed with climate projections from 1976 to 2005 plotted over France (a), and mean annual time series of PE averaged over the whole study area (b) computed with the three RCPs (1976-2099). Pluriannual (a) and annual (b) mean PEs were calculated by averaging the seven PE formulations and also the different GCM/RCM couples. As mentioned in

### 2.3.2 Behavioral differences between PE formulations and links to climate variables

The PE formulations show large differences in terms of magnitude, whatever the time period considered (Figure 2.3a). This is in line with previous studies that compared PE amounts depending on the PE formulation (Federer, Vörösmarty, et Fekete 1996; Kingston et al. 2009). The differences between formulations reach about  $400 \text{ mm}\cdot\text{y}^{-1}$ , which is much higher than the expected PE changes 150 over the 1976-2099 period for a given formulation. Figure 2.3b shows gradual positive anomalies for each formulation. By the end of the century, the annual PE changes over the 1976-2099 period are between  $+30 \text{ mm}\cdot\text{y}^{-1}$  (in average over 30-year periods) with the Morton formulation and  $+130 \text{ mm}\cdot\text{y}^{-1}$  with the Hamon formulation, whose relatively high sensitivity to air temperature increase was already demonstrated on other locations (Duan et al. 2017). However, interestingly, the growth rate does not necessarily depend neither on the selected forcing variables nor on the type of equation, since Penman, Penman-Monteith and Oudin present similar trend slopes, while probably being the most different in terms of formulation and on the selected forcing variables.

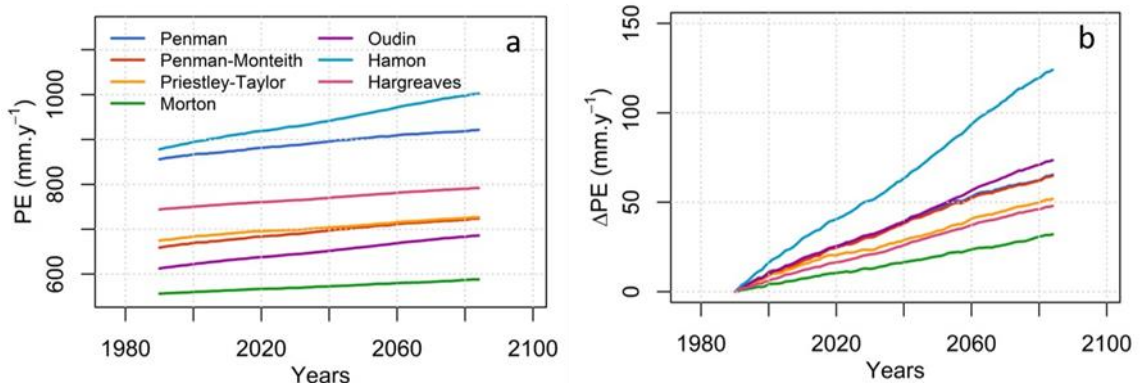


Figure 2.3: Projected mean annual PE (a) and expected increase (b) for each formulation. The time series are obtained by averaging the 30 RCP/GCM/RCM time series for each PE formulation. A 30-year rolling mean is applied so that, for instance, the value for the first year in the plotted time series (at year 1990) corresponds to the PE averaged over the 1976-2005 period.

To better understand this point, we analysed the link between the PE and climate variables anomalies, regardless of their use in PE formulations. We show that whatever the PE formulation, an increase in air temperature or radiation or a decrease in relative humidity leads to an increase in PE (Figure 2.4). The relationships exhibit rather linear behaviors, with higher slopes obtained for the Hamon PE formulation. This suggests that the covariance between climate variables from GCM/RCM couples of models allows for PE formulations not making use of all available climate variables to still show consistent evolutions of annual PE. Surprisingly, no clear relationship is observed between the PE and wind speed anomalies. A large discrepancy exists between the GCMs/RCMs climate models regarding the sign of the evolution of wind speed, suggesting large uncertainties for this variable.

### 2.3.3 Quantifying and partitioning the total uncertainty in PE projections

We showed in the previous section that differences between PE evolutions are large in the future. In this section, we aim at deciphering the real contribution of PE formulations to the total uncertainty, relatively to other uncertainty contributors (RCPs, GCMs and RCMs). Figure 2.5 shows the contribution of each modelling step (RCPs, GCMs, RCMs and PE formulations) to the total uncertainty of the future PE changes, i.e. the proportion of the variance explained by each step in the modelling chain at three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085, over the entire domain of the study (France), obtained applying the QUALYPSO method. By 2030, GCMs are the main source of uncertainty with a contribution ranging from 30 % (over the south-east part of the domain) to 50 % (over the north-west part of the domain). RCMs are the second largest source of uncertainty with a contribution ranging from 20 % to 30 %. The other steps in the modelling chain exhibit a much lower contribution: PE formulations account for less than 5 % to the total uncertainty, except over the south-east part of the domain, where it reaches 10 %. The RCPs represent less than 10 % of the total uncertainty. Finally, the residual is quite low with a proportion below 10 %. By 2050, GCMs are still the largest source of uncertainty over a large part of the territory, with a contribution of about 40 % to the total uncertainty. However, in the southern part of the territory, this contribution is still lower (30 %). The lower contribution of GCMs in this part of the territory can be explained by the increase in the contribution of RCPs to the total uncertainty, on average by up to 10 %. The contributions of RCMs show a small increase in the center of the French territory, from 30 % to 40 % on average. The contributions of other steps remain similar as those for 2030. By 2085, GCMs and RCMs provide the major sources of uncertainty in

the modelling chain, with a contribution of 30 % each. The contribution of RCPs to the total uncertainty is particularly higher than for other periods (especially in the south part of the domain), so that in 2085, the divergence between RCP scenarios explains 20 % of the variances in PE estimates. Finally, differences between PE formulations, although they lead to largely different PE changes, remain a minor source of uncertainty compared to other factors, with a contribution to the total uncertainty below 10 %. The total variance of PE change is the total uncertainty of PE response to climate change. Interestingly, the total uncertainty increases with time, especially for the southern regions, where the contribution of RCPs is relatively high.

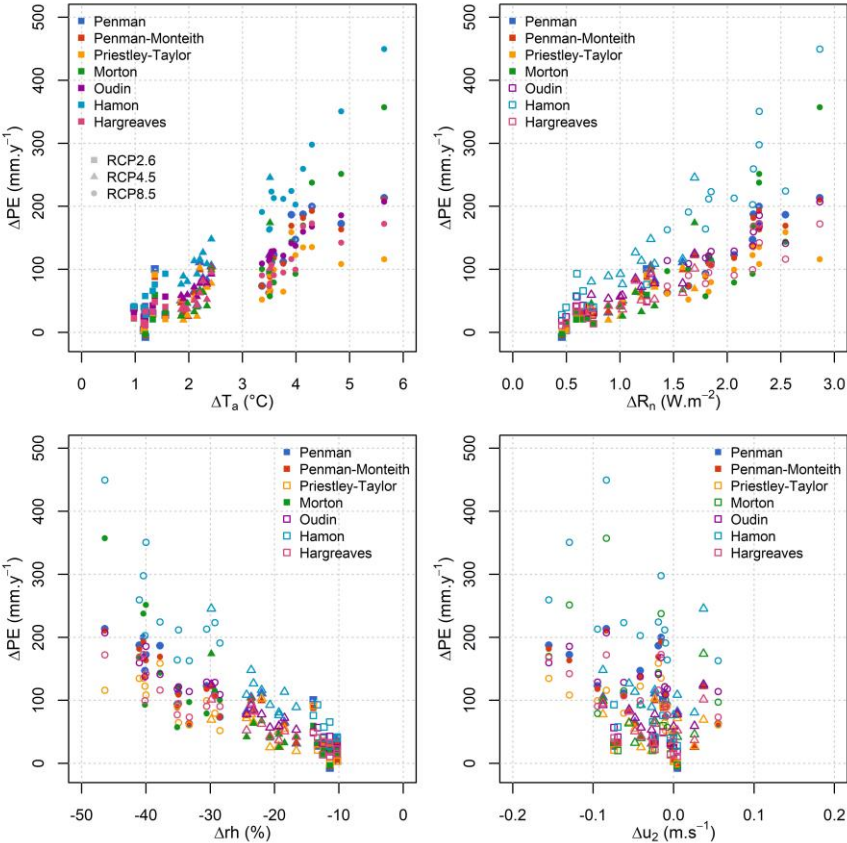


Figure 2.4: Mean anomalies of annual PE compared to the average anomalies of the climate variables by the end of the century (2070-2099), for air temperature ( $T_a$ , top left), net radiation ( $R_n$ , top right), relative humidity ( $rh$ , bottom left) and wind speed ( $u_2$ , bottom right). Each symbol represents one combination of RCP/GCM/RCM/PE formulation. Full symbols are used when the climate variable is used in the PE formulation, blank symbols are used when the climate variable is not used in the PE formulation.

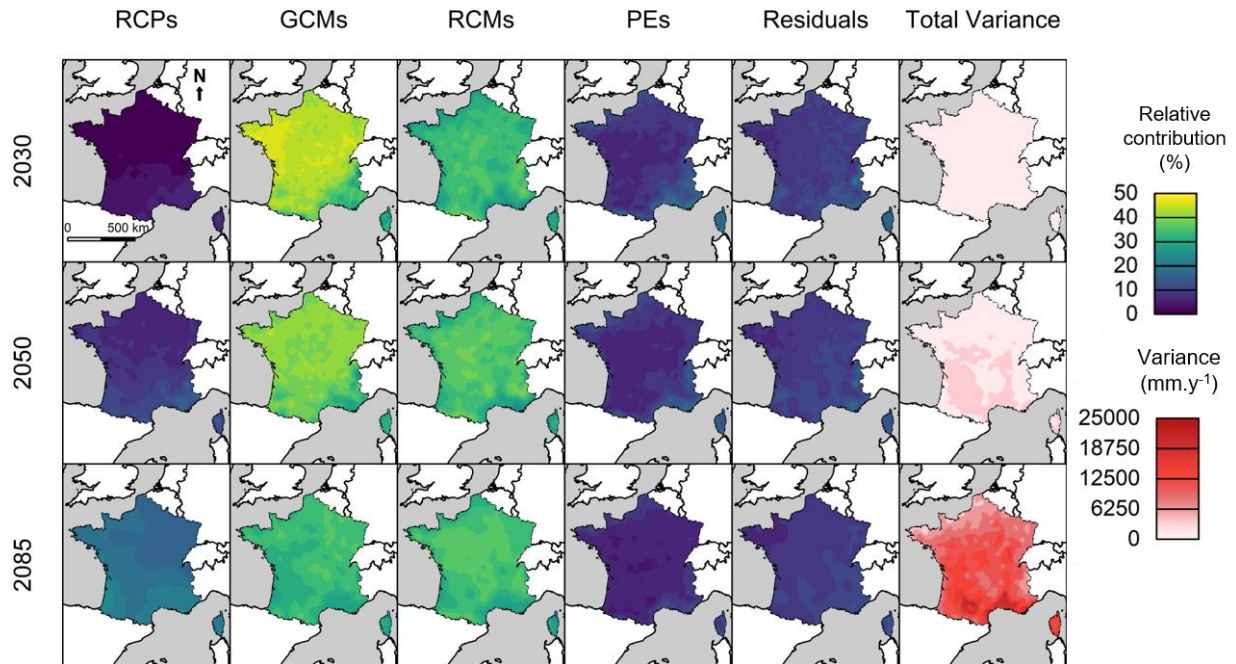


Figure 2.5: Uncertainty contribution of each impact modelling chain step, to changes in PE across France at three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085. Contribution to the total uncertainty is presented in percent and is calculated with the QUALYPSO method.

### 2.3.4 Analyzing the uncertainty in PE projections from a single scenario: the RCP 8.5

The contribution of PE formulations to the PE projection uncertainty might be underestimated by the combining of RCPs in the previous analysis. As a consequence, the contribution of PE formulations to the PE projection uncertainty is assessed here for RCP 8.5 only. Figure 2.6 presents the results of the uncertainty analysis for a single scenario: RCP 8.5, by 2085. According to the results presented in Figure 2.5, the contribution of RCPs becomes higher for the end of the century, compared to earlier periods, i.e. when RCPs convey more diverging climate signals regarding RCP 8.5, the total variance (Figure 2.6) is moderately smaller than in the multi-scenario analysis (Figure 2.5). Considering multiple RCPs in the long term therefore introduces more variability. Figure 2.6 shows that the relative contribution of the PE formulations is higher for the analysis considering only RCP 8.5 than for the multi-scenario analysis. This is especially the case for the southern locations where the PE contribution reaches almost 50% of the variance. GCMs and RCMs contributions remain stable between the single and multiple scenario analysis. The results of the uncertainty analysis for a single scenario highlight the important contribution of the PE formulations over the total uncertainty (RCPs excluded), and even rank the PE formulations as the first uncertainty contributor for south of France.

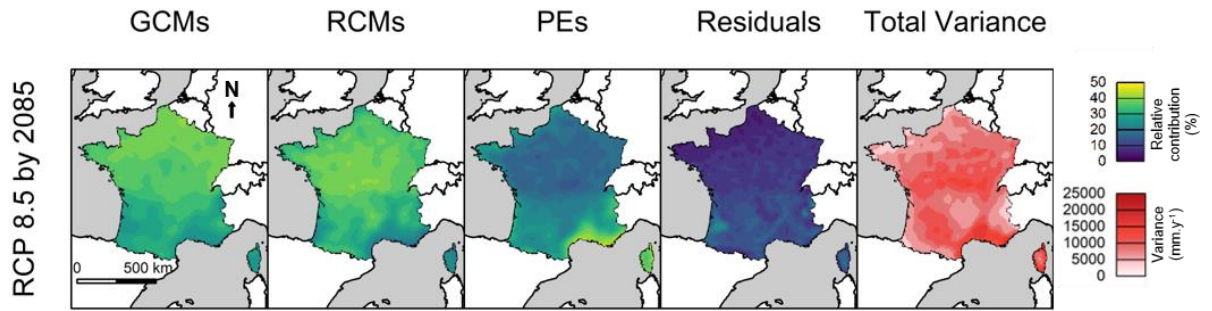


Figure 2.6 : Uncertainty contribution of each impact modelling chain step to changes in PE across France at a 30-year period centered around 2085, for the RCP 8.5. Contribution to the total uncertainty is presented in percents and is calculated with the QUALYPSO method.

Figure 2.7 (top row) shows the mean yearly PE increase ( $\text{mm.y}^{-1}$ ) for RCP 8.5 computed with the complete matrix of data, i.e. completed with the QUALYPSO framework, at three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085. The PE increase for future lead times, computed from the inferred complete matrix with the augmentation process, does not modify the spatial distribution of the original data as shown in Figure 2.2. The south-north gradient is still well represented for PE anomalies, only mountainous areas are no longer standing out. Finally, the signal-to-noise ratio due to climate change, based on the method of Hawkins and Sutton (2012), is presented in Figure 2.7 (bottom row). This indicator allows assessing if the change signal is more important than the uncertainty associated to the change trend (i.e. the noise of the ensemble). When the signal-to-noise ratio is above one, the change is more important than the uncertainty and an emergence time can be associated to the change trend. The expected increase in PE becomes greater than the variability for the southern areas of the domain, indicating a signal emergence. For northern locations a large uncertainty is associated to the estimation of future PE.

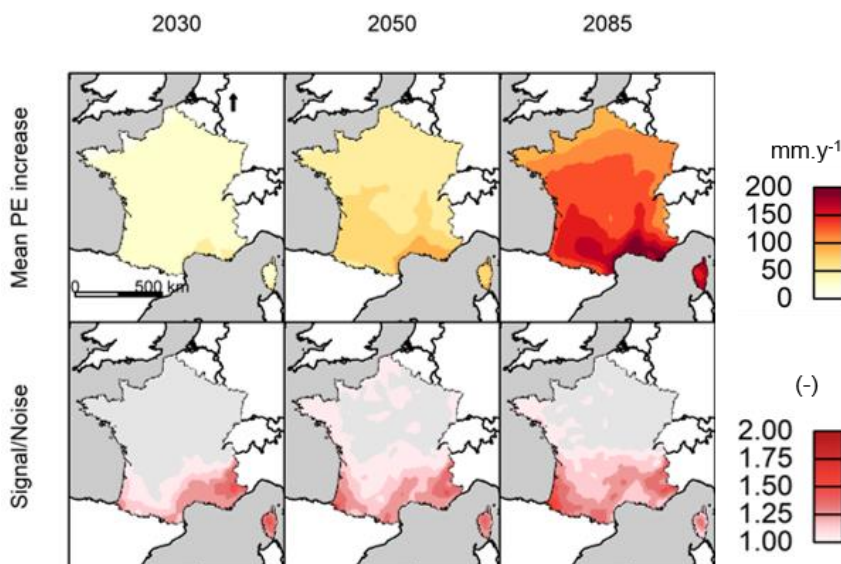


Figure 2.7: Mean change in annual PE ( $\text{mm.y}^{-1}$ ), computed with the QUALYPSO framework (top row); signal-to-noise ratio (bottom row). Results are shown at three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085. Grey areas indicate a signal to noise ratio below 1 at the 90% confidence bounds, and vice versa for red areas.

## 2.4 Discussion

### 2.4.1 Investigating the role of the uncertainty partitioning approach on results

We performed a descriptive analysis to evaluate the distribution of PE changes, more specifically the distributions of PE anomalies averaged over the entire domain (France) according to each scenario and model. Figure 2.8 shows the variability of the mean PE anomaly projected over France for each model and scenario used in the study, namely RCPs, GCMs, RCMs and PE formulations, at three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085. The figure allows identifying which scenario or model in the ensemble is likely to convey more uncertainty to the projections. For example, a model showing a greater variability than the other ones or a significantly different projection can be identified as contributing to a significant amount to the ensemble uncertainty range. At a first glance, the figure shows the increase in variability of the projections with time, i.e. a growing uncertainty associated to the PE projections from horizon 2030 to horizon 2085. This increase is relevant to previously shown results, such as the divergence between RCPs (Figure 2.2), the divergence between PE formulations (Figure 2.3) or the increase in total uncertainty (Figure 2.5).

Regarding the RCPs, the divergence between the three of them increases with time. At the 2085 horizon, PE projections clearly differ according to the emission scenario, which explains results observed in Figure 2.5 (increased proportion of uncertainty due to RCPs). As expected, RCP 8.5 shows the largest uncertainty range and mean value increase, followed by RCP 4.5 and RCP 2.6. Given that the signal-to-noise ratio (in Figure 7) is calculated from the mean of the total set of projections, we can assume that if RCP 8.5 only were considered to estimate future PE, the signal-to-noise ratio would be greater and be more likely to become above unity on some areas and under some horizons (as shown in Figure 2.6), while considering RCP 2.6 only, the signal-to-noise ratio would be lower. Regarding the GCMs, the divergence of PE projections between each model increases over time in terms of median change and distributions of change. Moreover, the uncertainty spread also increases with time, which adds up to the total uncertainty, despite the fact that the relative contribution of this factor to the total uncertainty decreases with time (see Figure 2.5). Two GCMs stand out from the rest: ICHEC-EC-EARTH projects particularly higher PE than the others, while MPI-ESM-LR shows significantly lower PE values. The divergence between RCMs increases over time as well. It must be highlighted that not all RCMs are used with the same GCMs. For example, CLMcom-CCLM4-8-17 appears in Figure 2.8 as the RCM with the most variability. However, this RCM only uses the outputs of two different GCMs, the MPI-ESM-LR model that projects the lowest PE increase, and the MOHC-HadGEM2-ES model that projects one of the highest PE increases. The projected higher uncertainty derived from this RCM can thus be explained by significantly divergent GCM inputs to this model compared to the other RCMs.

## 2.4.2 Guidelines for selecting PE formulations in impact studies

Two related questions arise when using PE as inputs of climate change impact models:

- (1) Do we need to consider multiple PE formulations or does a single PE formulation suffice?
- (2) Which formulation(s) are preferable?

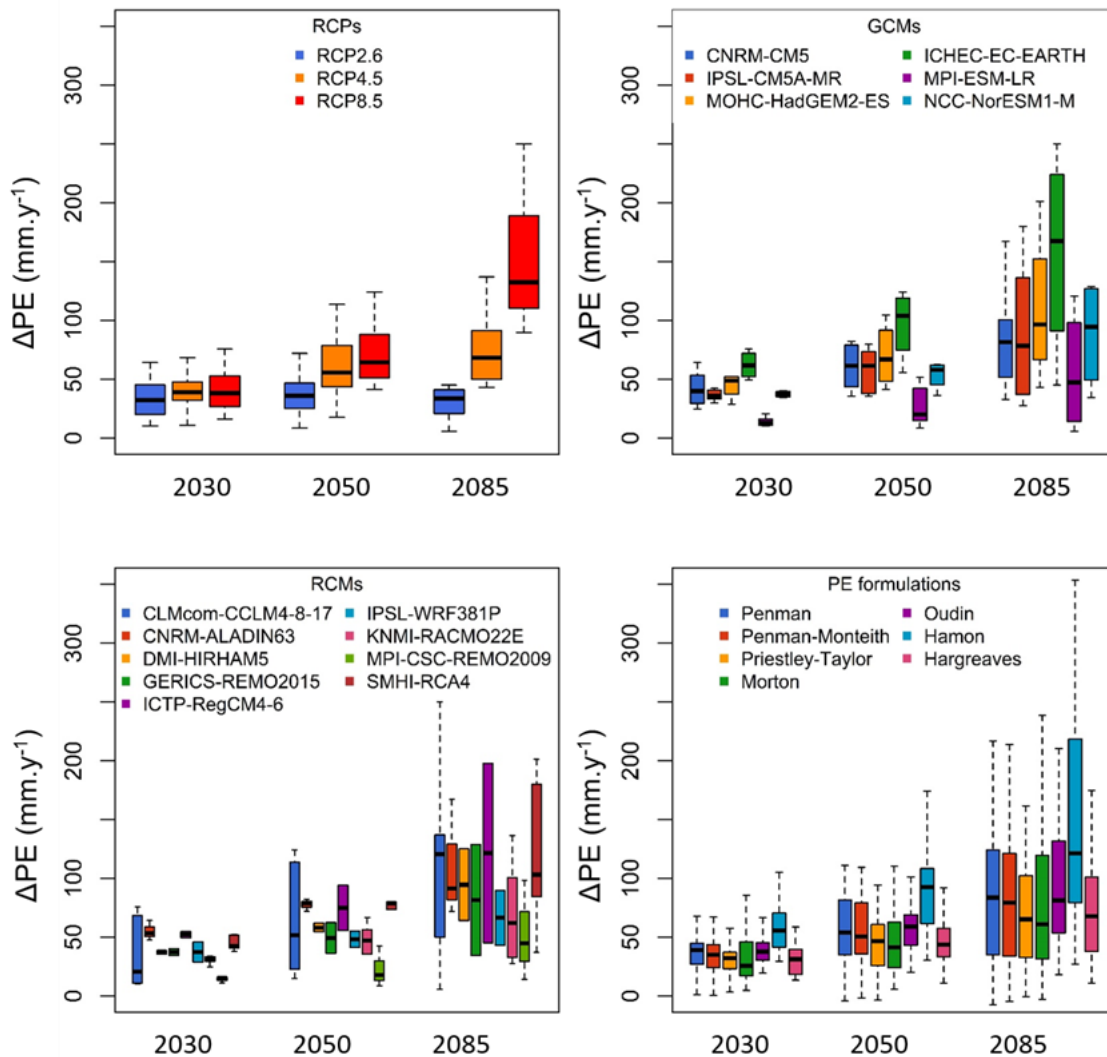


Figure 2.8 : Distribution of annual PE changes across France for three different 30-year periods centered around 2030, 2050 and 2085 for each modeling step: RCPs (a), GCMs (b), RCMs (c) and PE formulations (d). The boxplots represent the 5, 25, 50, 75 and 95 quantiles of the distributions. A boxplot provides information on the variability in the PE anomaly for a given modeling step, whereas the other modeling steps vary across their PE anomaly range.

As for the first question, our results suggest that PE formulations may have different future trends and assessing these differences through a multi-formulation approach is undoubtedly a relevant practice. The PE anomalies obtained in this study are of the same order of magnitude than those of previous studies and rank PE formulations in a similar way (Milly et Dunne 2016; 2017). However, uncertainty analysis results depend on the framework of the climate impact study: combining multiple scenarios or treating each scenario independently. For the multi-scenario analysis, considering the other sources of uncertainties conveyed by RCPs, GCMs and RCMs, we found that PE formulations account for only around 10 % of the total uncertainty in PE projections. This result contrasts with previous studies that highlighted the relatively important role of PE formulation in the impact modelling chain (Vidal et al. 2013; Seiller et Anctil 2016; Williamson, Nystrom, et Milly 2016). However, we must notice that many studies focused on the RCP 8.5 scenario, which is associated to the highest greenhouse gas emissions and therefore the highest radiative forcing. The results from the uncertainty analysis performed for the RCP 8.5 are more consistent with other studies. This leads to greater divergence between the formulations than in the multi-scenario approach, due to the higher future air temperature gradient. We attribute the differences between our results and those from previous studies to the inclusion of several climate model simulations under a large range of emission scenarios and to the approach used to partition uncertainty relying on a Bayesian method to complete our unbalanced set of projections. However, another hypothesis that could explain the discrepancy between our results and other studies is the use of bias-corrected data or not. Using bias-corrected data reduces the contribution of GCMs/RCMs to total uncertainty (since their distributions are forced to match an observed data set), in contrast to using raw data. In this study, we prefer not to include bias-corrected data, because most bias-corrected climate projections with statistical methods perform poorly in retaining the properties of the covarying variables needed for the PE calculation (Vrac et Friederichs 2015). In addition, oppositely to these studies, we did not use any impact model (such as a hydrological model or a crop water requirements model), aiming at making this study as general as possible. Due to the minor contribution of PE formulations to the total uncertainty in PE projections, when multiple scenarios are considered, it does not seem necessary to consider several formulations in multi-scenario climate impact studies. However, for a single scenario analysis (treating each scenario independently) the contribution of PE formulation becomes higher, and it seems necessary to quantify this source of uncertainty as well as the GCM and RCM contributions. And, in case several impact models are used, due to the differences in the magnitude of PE and its changes between formulations, the same formulation should be conserved for all modelling chains. These recommendations do not apply in case only one climate projection is used, which should be avoided anyway.

As for the second question, it is difficult to provide clear guidelines. In theory, the choice of a PE formulation for an impact study needs to consider both the uncertainties on the projected climate variables used by the formulations and the physical consistency handled by these formulations. In practice, since the choice of a



PE formulation is often driven by the own experience of the modeller, the relatively low contribution of PE formulations, in multiple scenarios analysis, relatively to the other sources of uncertainty, tends to confirm this practice. We showed that the behaviors of the PE formulations along projected climatic gradients are generally consistent (Figure 2.4), even for very different formulations in terms of climate variables used and physical consistency. This results from the fact that other climate variables co-vary with temperature and these relationships are maintained in climate projections. If one wants to take into account other aspects such as CO<sub>2</sub>, then we would recommend choosing a Penman-Monteith type formula that explicitly allows for this. We found that Penman-Monteith PE trends are near of the average of the PE formulations tested. Besides, its physical soundness allows taking into account interactions between climate drivers more explicitly than other formulations (even though we showed that those interactions tend to be implicitly taken into account in all formulations). In addition, its structure theoretically allows accounting for other environmental changes such as land use or plant behavior under elevated atmospheric CO<sub>2</sub> in a more explicit way (Schwingshackl et al. 2019; Yang et al. 2019). Accounting for these changes probably represents a greater challenge than identifying the "best" PE formulation 290 with fixed vegetation parameters.

### 2.4.3 Implications of evaporation uncertainties in impact studies

This paper has tackled the issue of uncertainty in PE projections, but PE is only a modelling results. We discuss here how PE uncertainty is transferred to actual evaporation (AE) uncertainty. Generally, AE is computed as a fraction of PE, typically constrained by soil moisture. How uncertainty in PE propagates to AE depends on regions. In water-limited regions (such as in the Mediterranean region in our study), the impact of PE uncertainty on AE estimate is negligible. However, the precipitation projections have a large uncertainty, which affects the estimated AE in such regions. Indeed, an increasing (resp. decreasing) trend of precipitation results in increased (resp. decreased) soil moisture, and thus AE. In energy-limited regions, the uncertainty of PE is more important than the uncertainty of precipitation to estimate long-term AE. This leads to questioning the sensitivity of impact models to PE variability. Numerous rainfall-runoff models used for impact studies use PE as input. The representation of the evaporation process in the model may have consequences for the transfer of uncertainties. For example, HBV model considers AE equal to PE if soil moisture is enough, if not AE is reduced to satisfy the previous condition, which could reduce PE uncertainty (Seibert et Vis 2012). Calibrated hydrological models can accommodate errors in PE estimates (Oudin et al. 2005) but are much more sensitive if the errors are not constant over time (Nandakumar et Mein 1997). The optimisation of any hydrological model parameters model with observed streamflow data might compensate errors and uncertainty on PE. This becomes an issue for the extrapolation period, where the risk is to project excessive dry or wet future conditions under climate change. While the equations described in this paper are used for rainfall-runoff models, and thus for hydrological climate impact studies, they are not necessarily appropriate for crop water requirements as crop specific

parameters might be considered. For such a purpose, the set of PE formulations should represent vegetation parameters, which could lead to different evolutions than for the set of formulations chosen in this study. The crop specific parameters are indeed susceptible to be sensitive to other aspects than only the climatic variables tested in our study, which might modify the uncertainty contribution.

## 2.5 Conclusions

Potential evaporation (PE) is a necessary proxy for the estimation of actual evaporation in impact models such as hydrological and crop water requirements models. However, many formulations exist, and the role of these formulations on projections remains largely unclear. We investigated in this study the uncertainties sources of PE projections using 30 RCP/GCM/RCM combinations and seven PE formulations over the 21<sup>st</sup> century. Thanks to an ANOVA-based method, we assessed the contribution of each step of the PE modelling chain to PE uncertainty. Our work shows that whatever the PE formulation used, the mean PE will increase across France (from +40 to 130 mm.y<sup>-1</sup> in average over 30-year periods), with higher increases associated to a higher greenhouse gas emission scenario. The PE increase is higher on the southern part of France and lower on the northern part. Moreover, uncertainties are large, leading to a signal-to-noise ratio higher than one for southern locations, and below one for northern locations. This involves issues to determine an emergence time in terms of signal change for the entire domain. The contribution of the PE formulations to the overall uncertainty in PE projections is much lower than the contribution of the other uncertainty sources (RCPs, GCMs and RCMs, namely) in a multiple scenario approach. On the other hand, in a single scenario analysis, with RCP 8.5, the contribution of the evaporation formulations becomes higher and even dominant for the southern part of France. However, this work also highlighted differences both in terms of absolute values and future changes in PE among the different formulations. The divergence between formulations was found to be higher with higher air temperature increases. Hamon formulation leads to the highest increase while Morton formulation leads to the smallest increase.

Finally, the ranking of formulations (according to magnitude) does not change over time, and the quantification of PE uncertainty contribution should depend of the framework single scenario or multiple scenarios. However, the bias induced by the formulation could lead to a different estimation depending on the impact modelling chain used. Further work may consider testing these conclusions with a full climate impact modelling chain, for example including an integrated hydrological model, which would have a different sensitivity to PE.

## Synthèse

Dans ce chapitre, nous avons analysé les incertitudes liées au choix de la formulation d'ETP. Les résultats semblent indiquer que la formulation d'ETP n'est pas la source d'incertitude majeure en comparaison avec les autres sources d'incertitude et en particulier le scénario radiatif.

Toutes les formulations indiquent une augmentation de l'ETP à l'échelle de la France au cours du 21<sup>e</sup> siècle, avec des différences en termes d'intensité du changement qui peuvent être importantes. Il est important de signaler que certains auteurs avancent que l'augmentation de l'ETP liée à l'augmentation de la température pourrait être contrebalancée par l'impact de l'augmentation de la teneur en dioxyde de carbone atmosphérique, pouvant éventuellement dans certaines régions inverser le signal. Pour tenir compte de cet effet du CO<sub>2</sub>, l'utilisation de la formulation de Penman-Monteith est préconisée car des modifications de la résistance stomatique permettent de tenir compte explicitement de ce phénomène. Cette question sera abordée spécifiquement dans le chapitre suivant.

L'effet de ces différences sur des simulations d'écoulement ou d'évapotranspiration réelle n'est pas trivial car il dépend de la sensibilité du modèle hydrologique à l'ETP et aux caractéristiques climatiques de la région. Cette question sera aussi abordée dans le chapitre suivant, par le biais d'un modèle hydrologique simple appliqué à l'échelle de la France.

# Chapitre 3 Prise en compte de la réponse de la végétation à l'augmentation du CO<sub>2</sub> au sein de la formulation d'ETP : quels impacts sur les projections d'ETP et les écoulements à l'échelle de la France ?

## Préambule

Ce chapitre poursuit la réflexion du chapitre précédent sur les incertitudes liées à la détermination de l'évapotranspiration dans un contexte non stationnaire. Dans ce chapitre, nous nous intéressons plus spécifiquement à l'impact de la teneur en dioxyde de carbone dans l'atmosphère qui a un rôle d'inhibiteur pour la transpiration végétale, en limitant l'ouverture des stomates des feuilles. Cet effet limitant est pris en compte dans ce chapitre en adaptant la formule d'ETP de Penman-Monteith et en particulier la résistance stomatique. Les effets de cette adaptation sur l'hydrologie sont analysés en appliquant le modèle de Budyko.

Comme le chapitre précédent, les analyses sont menées à l'échelle de la France métropolitaine. Le chapitre écrit en anglais correspond à un article publié dans la revue « Climatic Change » (Lemaitre-Basset et al 2022b) :

Lemaitre-Basset, T., Oudin, L. & Thirel, G. Evapotranspiration in hydrological models under rising CO<sub>2</sub>: a jump into the unknown. *Climatic Change* **172**, 36 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03384-1>

## Abstract

Many hydrological models use the concept of potential evapotranspiration (PE) to simulate actual evapotranspiration (AE). PE formulations often neglect the effect of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), which challenges their relevance in a context of climate change and rapid changes in CO<sub>2</sub> atmospheric concentrations. In this work, we implement three options from the literature to take into account the effect of CO<sub>2</sub> on stomatal resistance in the well-known Penman–Monteith PE formulation. We assess their impact on future runoff using the Budyko framework over France. On the basis of an ensemble of Euro-Cordex climate projections using the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios, we show that taking into account CO<sub>2</sub> in PE formulations largely reduces PE values but also limits projections of runoff decrease, especially under an emissive scenario, namely, the RCP 8.5. Whereas the classic Penman–Monteith formulation yields decreasing runoff projections over most of France, taking into account CO<sub>2</sub>

yields more contrasting results. Runoff increase becomes likely in the north of France, which is an energy-limited area, with different levels of runoff response produced by three tested formulations. The results highlight the sensitivity of hydrological projections to the processes represented in the PE formulation.

## 3.1 Introduction

### 3.1.1 Surface–atmosphere interactions in hydrological models

Hydrological models are widely used to assess the regional impacts of climate change on the components of the hydrological cycle (Roudier et al. 2016; Hakala et al. 2019). Most of these hydrological models use conceptual offline (i.e., uncoupled) representations of the soil–vegetation–atmosphere dynamics, through the concept of potential evapotranspiration. The term “evapotranspiration” incorporates two different fluxes: water evaporation from open water surfaces (abiotic process) and plant transpiration resulting from photosynthesis activity (biotic process). Climate change affects evapotranspiration due to increases in air temperature, radiation, and the maximum amount of water vapor in the air. Hereafter, we will focus on the role of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) in the representation of the evapotranspiration process for hydrological simulation.

The use of potential evapotranspiration (PE) as an estimation of the atmospheric evaporative demand implicitly assumes rather stationary environmental conditions, e.g., in terms of land use and plant physiology, which is questionable in the current evolving climate and vegetation conditions (e.g. Yin et al. 2017; Bosmans et al. 2017). Such an assumption might become even more problematic when assessing the water cycle under future changing conditions, which will present drastic modifications in climate and land use. Differences between projected future AE rates and water resources obtained from conceptual hydrological models and from more integrative general circulation models were attributed by some authors to the use of a reference PE formulation with fixed parameters (e.g., albedo, constant of the stomatal and aerodynamic resistances, etc.), precluding the possibility of representing changes in vegetation processes (Kumar et al. 2016; Yang et al. 2019). This suggests that the conventional use of “reference” PE needs to be revised in order to improve the realism of hydroclimatic projections (Milly et Dunne 2016).

Adapting the PE formulations is a possible way of taking into account surface–atmosphere interactions in a simplified way. These adaptations include changes in albedo and in stomatal and aerodynamic resistances, which are sensitive to climate and to land use (Bosmans et al. 2017). Among these adaptations, integrating the role of rising atmospheric carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), in particular, has been investigated in the past decade (e.g. Butcher et al. 2014; Islam et al. 2012; Cheng et al. 2014).

### 3.1.2 The role of carbon dioxide in plant water use and how it is parameterized in hydrological models

Plant stomata enable gaseous exchange with the atmosphere for respiration and photosynthesis and they regulate AE. It is well-known that under higher atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations, the gaseous exchange of plants is altered (Allen 1990; 1991). The stomatal opening regulates the carbon gain used for photosynthesis and consequently for vegetation growth. Environmental experiments have demonstrated that elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations reduce stomatal opening for transpiration in plants (Allen 1990), resulting in a lower water loss through stomata. However, terrestrial vegetation remains an important carbon sink and the feedback from CO<sub>2</sub> fertilization plays a role in PE. An elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration promotes plant growth and induces a larger leaf surface for AE (Le Quéré et al. 2015). It remains under discussion whether the resultant CO<sub>2</sub> induced lower transpiration may be canceled by higher crop transpiration through CO<sub>2</sub>-induced increased biomass (Wada et al. 2013). Both effects have been demonstrated and quantified in controlled environments, but transposition of these results under field conditions and over longer time periods is still debated (Rosenberg, Mckenney, et Martin 1989; Bunce 2004; Cheng et al. 2014). At the global scale, Gedney et al. (2006) found that elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations and subsequent stomatal closure were partly responsible for the general upward trend in continental-scale river runoff during the past century, which is confirmed by simulations of several climate models predicting increased runoff in some regions (Yang et al. 2019). Overall, uncertainty about how vegetation responds to future increases in CO<sub>2</sub> and the consequences for water flow is a key question under investigation (Gerten et al. 2014). As the effect of CO<sub>2</sub> on reduced stomatal opening and increase biomass differs across biomes, human-induced or natural vegetation changes are also likely to play a significant role in AE trends (Inauen, Körner, et Hiltbrunner 2013; Cheng et al. 2014), and crop fields (Bosmans et al. 2017). Offline impact models such as conceptual hydrological models differ largely in the way they deal with the effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations on evapotranspiration. Most studies showed a strong increase in AE as a response to increased air temperature and vapor pressure deficit (Scheff et Frierson 2014; Naumann et al. 2018). However, some studies found that taking into account the active role of vegetation, limits the increase in AE (e.g. Ma et Zhang 2022). This results in a general decrease in soil moisture and river flow, particularly in energy-limited regions (Chiew et al. 2009; Addor et al. 2014; Forzieri et al. 2014; Donnelly et al. 2017). Different results were found in studies where the authors took into account atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations (Kruijt et al. 2008; Guillod et al. 2018), suggesting that the inclusion of CO<sub>2</sub> and a more explicit representation of vegetation dynamics can fundamentally change the drought response to climate change (Pan et al. 2015; Prudhomme et al. 2014; Yang et al. 2019).

The most straightforward way to take into account elevated CO<sub>2</sub> concentrations in hydrological models is to consider the relationship between changes in CO<sub>2</sub> concentrations and changes in stomatal resistance with the Penman–Monteith PE

formulation. Based on experimental results, several equations were proposed and applied in impact studies (Allen 1990; Stockle et al. 1992; Yang et al. 2019) but few guidelines exist on the choice of the relationship and its consequences on modeling results.

### 3.1.3 Scope of the study

This study aims at quantifying the difference between several existing schemes to account for elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations in PE estimations and subsequent runoff estimations. On the basis of previous findings, we consider in our analysis the impact of CO<sub>2</sub> concentrations on stomatal resistance by applying three existing equations based on the modification of the stomatal resistance  $r_s$  in the Penman–Monteith formulation. This study could help to improve PE representation in rainfall–runoff models for climate impact studies and to better quantify corresponding uncertainties. We perform this analysis on the French metropolitan territory, which encompasses both water-limited (in the southern part) and energy-limited (in the northern part) regions, thus potentially showing a contrasting effect of PE estimates on runoff estimation.

## 3.2 Materials and methods

### 3.2.1 Climate model projections

The past range of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration is not sufficient to yield to important changes in  $r_s$  and therefore working on past observations does not make it possible to decipher the effect of CO<sub>2</sub> on PE amounts. Consequently, we chose to work on future climate conditions using the outputs of eight CMIP5 general circulation model (GCM)/regional climate model (RCM) couples from EURO-CORDEX (Jacob et al. 2014) under two emission scenarios (Representative Concentration Pathways, RCP 4.5 and RCP 8.5, see Table 3.1). A 30-year reference period in the past was selected, from 1970 to 1999, to compute anomalies and the prospective period covers the entire twenty-first century. We used daily outputs of downwelling solar radiation, 2m air temperature, 10m wind speed, precipitation, and relative humidity. All the outputs from the eight models were projected on a common regular grid over France with an 8-km spatial resolution, corresponding to the finest resolution of the RCMs. The use of two RCP scenarios makes it possible to assess the sensitivity of the results to the range of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration. Since RCM climate outputs are not unbiased, all results are shown as anomalies with respect to the 1970–1999 period, taken as the reference.

The evolution of CO<sub>2</sub> concentrations in atmospheric forcing CMIP5 projections is available online: <http://www.pik-potsdam.de/~mmalte/rcps/> (Meinshausen et al. 2011). These projections report an increase of 185 ppm and 582 ppm, respectively, for RCP 4.5 and RCP 8.5, between 1991 and 2100.

Table 3.1: The eight CMIP5 GCM/RCM couples used in this study

General Circulation Model (GCM)	Regional Climate Model (RCM)
CNRM-CM5	CNRM-ALADIN63
CNRM-CM5	KNMI-RACMO22E
IPSL-CM5A-MR	SMHI-RCA4
MOHC-HadGEM2-ES	CLMcom-CCLM4-8-17
ICHEC-EC-EARTH	SMHI-RCA4
MPI-ESM-LR	CLMcom-CCLM4-8-17
MPI-ESM-LR	MPI-CSC-REMO2009
NCC-NorESM1-M	DMI-HIRHAM5

### 3.2.2 Penman–Monteith PE formulation

We used the FAO56-PM equation (Allen et al. 1998):

$$\text{Equation 3.1: } \lambda \cdot PE = \frac{\Delta R_n + \left(\rho_a \frac{C_p}{r_a}\right)(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)}$$

where  $\Delta$  is the slope of saturation vapor pressure versus the air temperature curve ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $\gamma$  is the psychrometric constant ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $\rho_a$  is the air density ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ),  $C_p$  is the specific heat of air at constant pressure ( $\text{J kg}^{-1} ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $e_s$  is the saturation vapor pressure (kPa) estimated from air temperature ( $^\circ\text{C}$ ) using the equation of Allen et al (1998),  $e_a$  is the actual vapor pressure (kPa) derived from  $e_s$  (kPa) and relative humidity (in %), and  $\lambda$  is the latent heat of vaporization ( $\text{J kg}^{-1}$ ) taken as a constant. Since not all GCM/RCM projections provided net radiation  $R_n$  ( $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) but instead downwelling short-wave and long-wave solar radiation, net radiation was computed following the recommendations by Allen et al. (1998), using an albedo equal to 0.23 (-) and an upwelling longwave radiation as a function of emissivity and air temperature.

Assuming a grass reference surface of 0.12-m height, Allen et al. (1998) suggested an aerodynamic resistance  $r_a$  ( $\text{s} \cdot \text{m}^{-1}$ ) inversely proportional to wind speed  $u$  ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) and a constant stomatal resistance :  $r_s = 70$  ( $\text{s} \cdot \text{m}^{-1}$ ) :

$$\text{Equation 3.2: } r_a = \frac{208}{u}$$

### 3.2.3 Adjusting stomatal resistance with atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations

From compiling mostly experimental results, several authors proposed adjusting the stomatal resistance with respect to changes in atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations. Allen (1990) proposed empirical adjustments of  $r_s$  for soybean, sweet corn, and sweetgum based on the experiments by Rogers et al. (1983). Stockle et al.



(1992) suggested adjustments of  $r_s$  for different types of crops based on the experiments by Morison (1987). Kruijt et al. (2008) compiled several experimental studies to derive  $r_s$  adjustments for grass, wood crops, and C4 crops. From a different perspective, Yang et al. (2019) proposed a relationship between the change in  $r_s$  and the change in atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations, so that the estimated AE from the Choudhury model fits the estimated AE simulated by several CMIP5 models under the RCP 8.5 scenario.

These proposed adaptations of  $r_s$  were all expressed as a fraction of a reference stomatal resistance  $r_{s_{ref}}$  at the atmospheric concentration of CO<sub>2</sub> equal to 330 ppm. The resulting functional relationships between stomatal resistance and atmospheric CO<sub>2</sub> are shown in Figure 3.1.

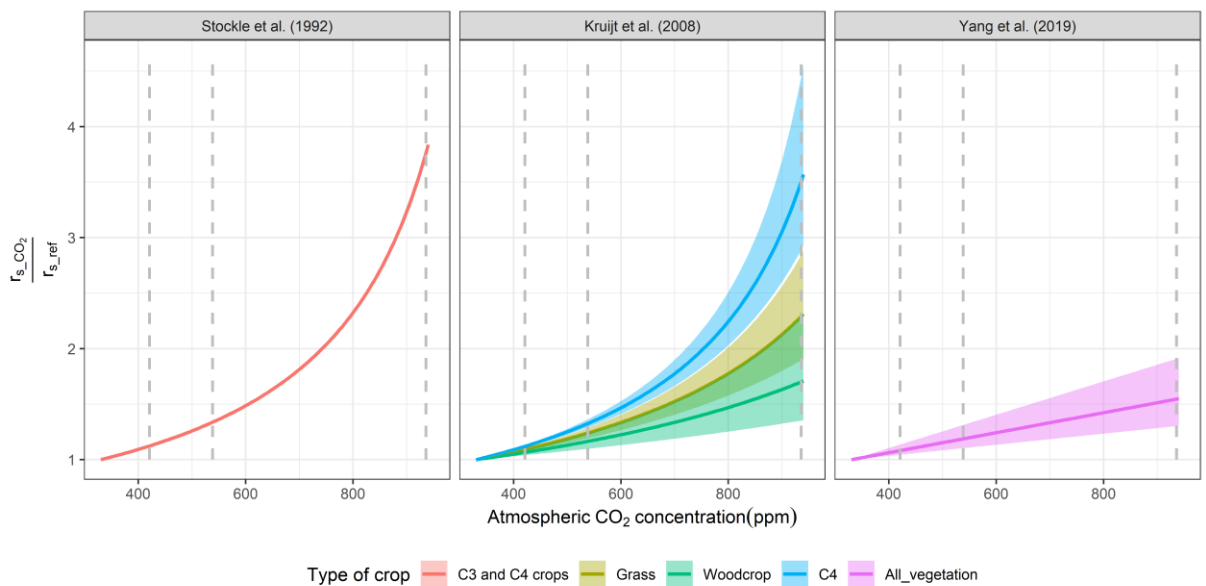


Figure 3.1 : Functional relationships between relative change in  $r_s$  and atmospheric CO<sub>2</sub> concentration. Uncertainty bounds are computed using the information from the original publications. Since Yang et al. (2019) did not explicitly take into consideration plant species, we retained the adaptations obtained from the mean climate model simulations and for the individual climate models representing the lower and upper bounds. The dashed vertical lines refer to the expected atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations for 2100 under RCP 2.6 (left vertical line), RCP 4.5 (middle vertical line), and RCP 8.5 (right vertical line).

In this paper, we did not consider the effect of plant species on  $r_s$ , and to remain consistent with PE usage in hydrological models, we retained only the equation proposed by Kruijt et al. (2008) corresponding to grass. Consequently, three functional relationships between relative change in  $r_s$  and atmospheric CO<sub>2</sub> concentration were used. The selection was made based on actual usage of these relationships for hydrological model applications.

Table presents the selected relationships, their acknowledged limits, and an inexhaustive list of some applications for hydrological modeling.

Table 3.2: Functional relationships used in this study to assess the impact of CO<sub>2</sub>.  $r_{s\_Stockle}$ ,  $r_{s\_Kruijt}$ , and  $r_{s\_Yang}$  refer to the modified stomatal resistances taking into account elevated atmospheric CO<sub>2</sub>;  $r_{s\_ref}$  is the reference stomatal resistance taken in this study at 70 s.m<sup>-1</sup>; and CO<sub>2ref</sub> is the reference concentration of atmospheric CO<sub>2</sub>, taken at 330 ppm in this study

Original reference	Notation	Equation used in this study	Comments	Previous hydrological applications
Stockle et al. (1992)	$r_{s\_Stockle}$	$\frac{r_{s\_Stockle}}{r_{s\_ref}} = \frac{1}{1.4 - 0.4 \frac{CO_2}{CO_{2ref}}}$	Derived from experimental results for C3 and C4 crops. The range of applicability is up to 660 ppm.	Mainly SWAT model applications (Wu et al. 2012; Butcher et al. 2014; Kim et al. 2017)
Kruijt et al. (2008)	$r_{s\_Kruijt}$	$\frac{r_{s\_Kruijt}}{r_{s\_ref}} = \frac{1}{1 - 9.3 \cdot 10^{-4} (CO_2 - CO_{2ref})}$	Derived from experimental results for three types of crops, the equation used here is for grass. The range of applicability is up to 660 ppm.	Some national case studies with diverse rainfall-runoff models (Kruijt et al. 2008; Rasmussen et al. 2012; Rudd and Kay 2015; Guillod et al. 2018)
Yang et al. (2019)	$r_{s\_Yang}$	$\frac{r_{s\_Yang}}{r_{s\_ref}} = 1 + 9 \cdot 10^{-4} (CO_2 - CO_{2ref})$	Derived by fitting the AE simulated by the Choudhury model to the AE simulated by climate model.	(Yang et al. 2019)

### 3.2.4 Budyko model

A change in PE does not necessarily lead to similar changes in runoff, due to the additional influence of soil moisture (Duethmann and Blöschl 2018). To account for these additional influences, we analyzed the evolution of annual runoff (Q) using the non-parametric Budyko (1974) equation:

$$\text{Équation 3.3: } Q = P - P \left[ \frac{PE}{P} \cdot \tanh\left(\frac{P}{PE}\right) \cdot \left(1 - e^{-\frac{PE}{P}}\right) \right]^{\frac{1}{2}}$$

with P the precipitation and all variables expressed in mm y<sup>-1</sup>. The Budyko equation is one of the most widely used approaches to determine long-term AE. This

equation is derived from long-term climate observations and highlights the connection of evapotranspiration with both precipitation and PE. With climate projections of both P and PE, this approach makes it possible to investigate the potential change in runoff under several climate projections. Thus, the Budyko framework has been used in climate impact studies at the national scale (Donohue et al. 2011; Renner and Bernhofer 2012; van der Velde et al. 2014). In this study, the Budyko equation is applied at the annual time scale, for each 8×8-km cell of the regular grid over France. This approach allows us to assess both (a) the temporal evolution of P, PE, and runoff over the entire domain and (b) the regional differences in these evolutions. While rather crude, the Budyko formulation appeared particularly able to simulate long-term runoff over some representative French catchments (see Supplementary Materials, Fig. S1)

### 3.3 Results

#### 3.3.1 Changes in climate data and Budyko runoff induced by rising atmospheric CO<sub>2</sub>

Precipitation anomalies are shown in Figure 3.2 since they influence the simulated runoff in the Budyko equation. Precipitation trends are highly variable among RCMs, showing on average no trend under RCP 4.5 in the future relative to the reference period 1970–1999, and a slight decreasing trend by the end of the century under RCP 8.5 ( $\Delta P = -22 \text{ mm.y}^{-1}$ , corresponding to a relative decrease of  $-2 \%$ ).

The impact of the choice of stomatal resistance on PE is evident for both RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios (Figure 3.2). For RCP 4.5, the ensemble of climate models projects an increasing PE in the future relative to the reference period 1970–1999. All formulations that increase  $r_s$  with rising CO<sub>2</sub> lead to a lower PE increase compared to the reference Penman–Monteith formulation. The largest increase ( $\Delta PE = +78 \text{ mm.y}^{-1}$  by the end of the century, corresponding to a relative increase of  $+11 \%$ ) is obtained with the Penman–Monteith equation applied with constant  $r_s$ . Conversely,  $r_{S_{Stockle}}$  leads to a moderate increase ( $\Delta PE$  is  $+33 \text{ mm.y}^{-1}$  by the end of the century, corresponding to a relative increase of  $+5 \%$ ). For RCP 8.5, the evolutions in PE anomalies diverge and the trends depend greatly on the formulation of  $r_s$  chosen. The Penman–Monteith equation applied with constant  $r_s$  leads again to a more pronounced increase ( $\Delta PE = +149 \text{ mm.y}^{-1}$ , corresponding to a relative increase of  $+21 \%$ ). Conversely, the Penman–Monteith equation with modified  $r_{S_{Stockle}}$  leads to a decreasing PE at the end of the century ( $\Delta PE = -20 \text{ mm.y}^{-1}$ , corresponding to a relative change of  $-3 \%$ ), after a period of moderate increase until the 2070s. The two other formulations of  $r_s$  tested yield intermediate positive changes. The increase in PE is more pronounced from RCP 4.5 to RCP 8.5 using  $r_{S_{Yang}}$ , while  $r_{S_{Kruijt}}$  yields a lower increase under the RCP 8.5 scenario, showing that the increase in PE due to enhanced vapor pressure deficit is offset by the increase in stomatal resistance due to rising CO<sub>2</sub>. The PE uncertainties due to RCM projections generally increase during the period. Under the RCP 4.5 scenario, the uncertainties in PE due to climate projections are

comparable to the uncertainties in PE due to the  $r_s$  formulation, while PE uncertainties due to the  $r_s$  formulation are larger under RCP 8.5.

The implications of these different PE evolutions for simulated runoff are evident although dependent also on precipitation evolution (Figure 3.2). For the RCP 4.5 scenario, the ensemble of climate models projects a limited decrease in simulated runoff in the future relative to the reference period 1970–1999 ( $\Delta Q$  ranges from  $-40 \text{ mm.y}^{-1}$  to  $-14 \text{ mm.y}^{-1}$  by the end of the century, corresponding to relative changes of  $-6 \%$  to  $-2 \%$ , respectively). For the RCP 8.5 scenario, runoff anomaly evolutions are globally negative but diverge more among PE formulations. The Penman–Monteith equation applied with constant  $r_s$  leads to the most pronounced decrease ( $\Delta Q = -99 \text{ mm.y}^{-1}$  by the end of the century, corresponding to a relative decrease of  $-14 \%$ ), while Penman–Monteith  $r_{s\text{Stockle}}$  leads to a very slight decrease ( $\Delta Q = -4 \text{ mm.y}^{-1}$ , corresponding to a relative change of  $-1 \%$ ). There is a large variability among climate model simulations and some climate models project positive runoff changes for both RCP 4.5 and RCP 8.5, whatever the  $r_s$  formulation used.

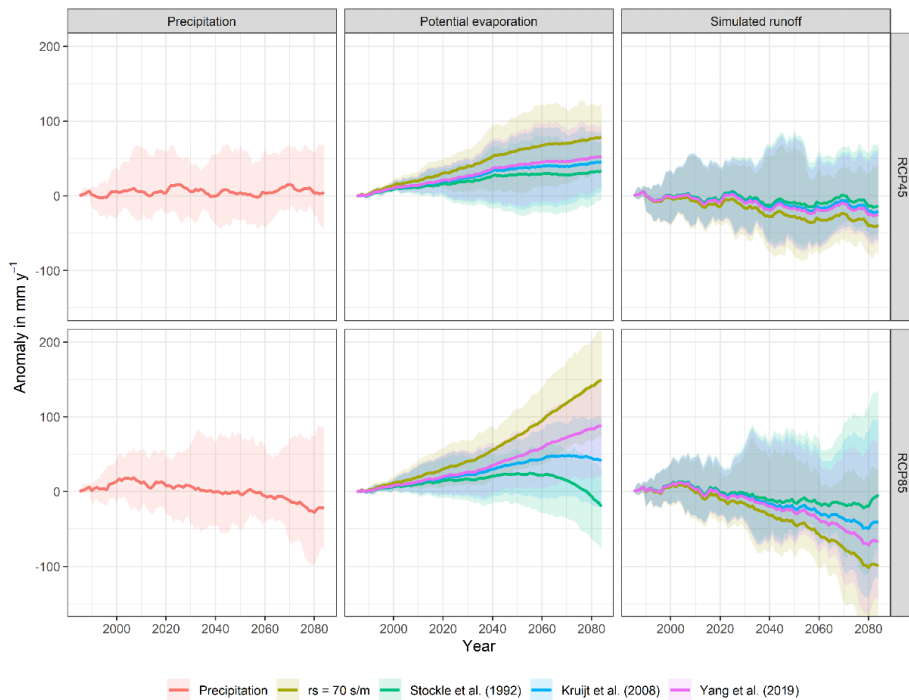


Figure 3.2: Evolution of precipitation (left), PE (middle), and simulated runoff using the Budyko equation (right) relative to the 1970–1999 period for the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios, averaged over France. The colored shadings represent the min–max estimation range from to climate models and the solid lines represent the mean. Data are smoothed with a 30-year running mean. Detailed values are given in Appendix A.

### 3.3.2 Spatial patterns of changes

There is a meridional gradient for precipitation changes over France, with negative and positive trends in the southern and northern parts, respectively (Figure 3.3). This gradient is more important for RCP 8.5 than for RCP 4.5. The magnitude of differences between the selected adaptations of stomatal resistance is in agreement with the time series presented in Figure 3.2. Under RCP 8.5,  $r_{s\text{Stockle}}$  and  $r_{s\text{Kruijt}}$

formulations produce a decreasing PE (up to  $-15\%$ ) in some regions, particularly over the northwestern coast. For these regions, positive trends in precipitation and negative trends in PE suggest larger spatial discrepancies in the simulated runoff. For RCP 4.5, for the reference formulation and  $r_{sYang}$ , an increase in PE is projected over the whole territory.

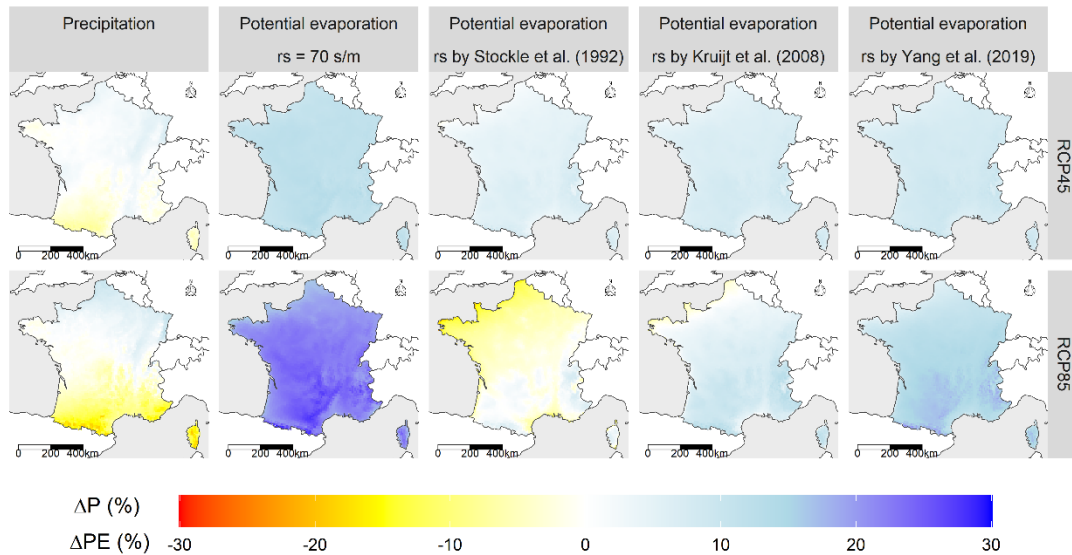


Figure 3.3 : Ensemble mean of relative annual precipitation and PE changes (%) between the 1970–1999 and 2070–2099 periods under the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios with different formulations of stomatal resistance.

Spatial patterns of simulated runoff changes vary dramatically across the selected formulations of stomatal resistance (Figure 3.4). The decrease is general using the Penman–Monteith equation applied with constant  $r_s$ , with southern regions experiencing a decrease that can reach  $-50\%$ . The adaptations of the stomatal resistance provide a more nuanced picture, with a decrease in runoff in southern areas and an increase in runoff in the northern areas, up to  $+30\%$ . These uncertainties in the sign of runoff changes are also evident across climate projections, since climate model trends agree only in limited areas, whatever the PE formulation selected (Figure 3.5). Only for RCP 8.5 and southern France is there agreement between the eight models on a decreased runoff.

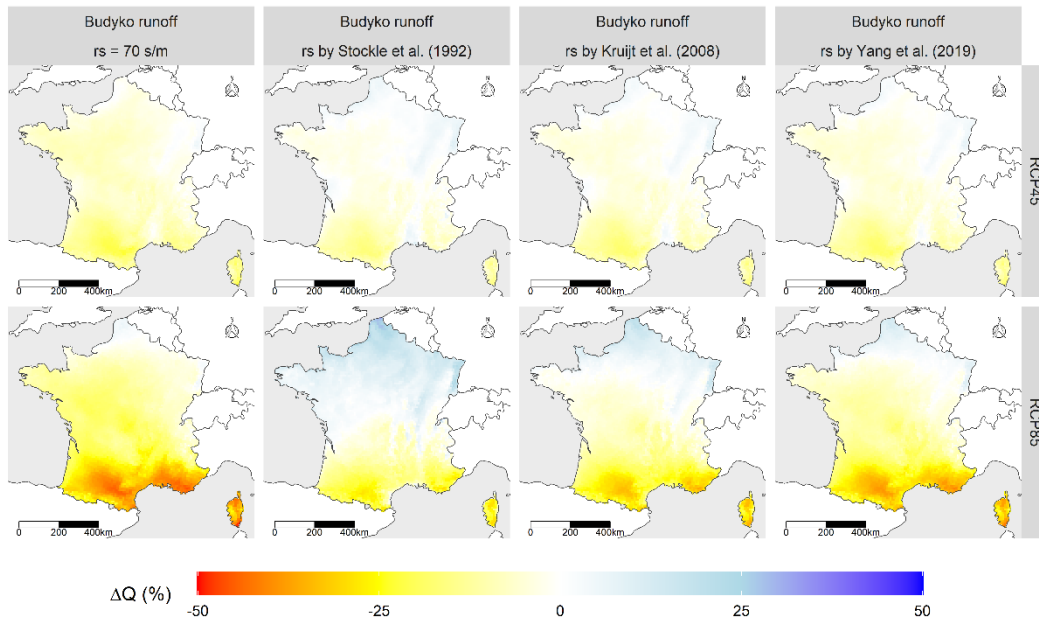


Figure 3.4 Ensemble mean of relative annual simulated runoff changes (%) using the Budyko equation between the 1970–1999 and 2070–2099 periods under the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios with different formulations of stomatal resistance.

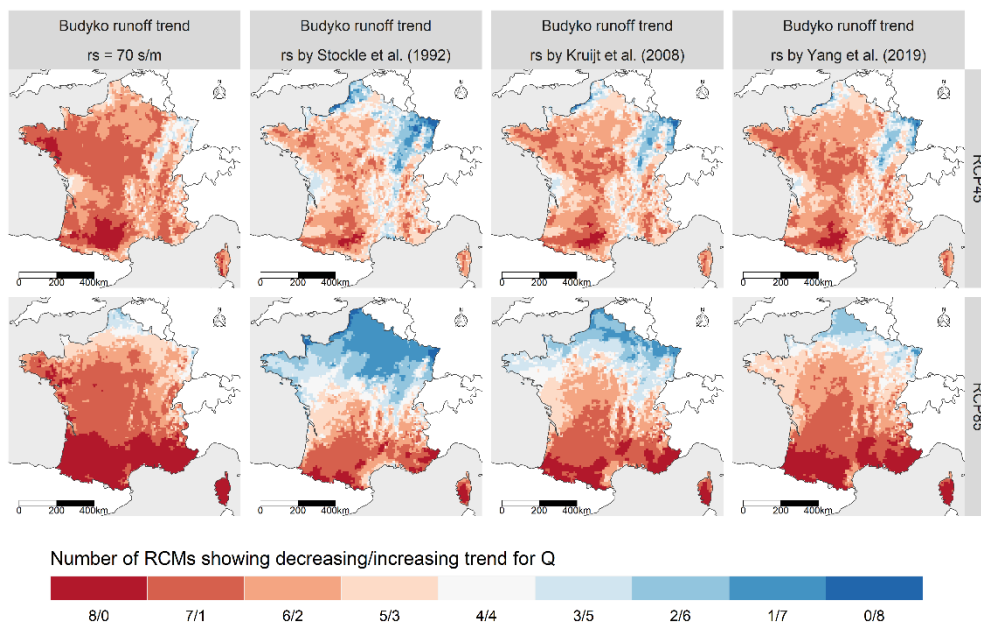


Figure 3.5 : Partition of the number of RCMs (out of 8) showing decreasing / increasing runoff using the Budyko equation between the 1970–1999 and 2070–2099 periods under the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios with different formulations of stomatal resistance.

### 3.3.3 Comparison with actual evapotranspiration and runoff as estimated by RCMs

PE projections are compared to actual evapotranspiration derived from RCMs for non-water-stressed grid cells, (i.e.  $PE/P < 0.75$  during both historical and future periods), where PE and AE (actual evapotranspiration) are likely close. The results are

presented in Figure 3.6, in which we compare the average evolution of PE and AE over the 21st century for both RCP 4.5 and RCP 8.5. The RCMs show on average a small increase in AE, even in "energy-limited" regions, while the PE projections with a reference formulation ( $r_s$  set at  $70 \text{ m.s}^{-1}$ ) predict a very large increase. However, the formulations taking into account atmospheric  $\text{CO}_2$  (with modified  $r_s$ ) seem to better fit the RCMs' AE. Nevertheless, the  $r_{s_{Stockle}}$  formulation projects a decrease in PE after 2070, which is inconsistent with AE trend estimated by the RCMs. The same observation can be made for  $r_{s_{Kruijt}}$  at the long lead-time.

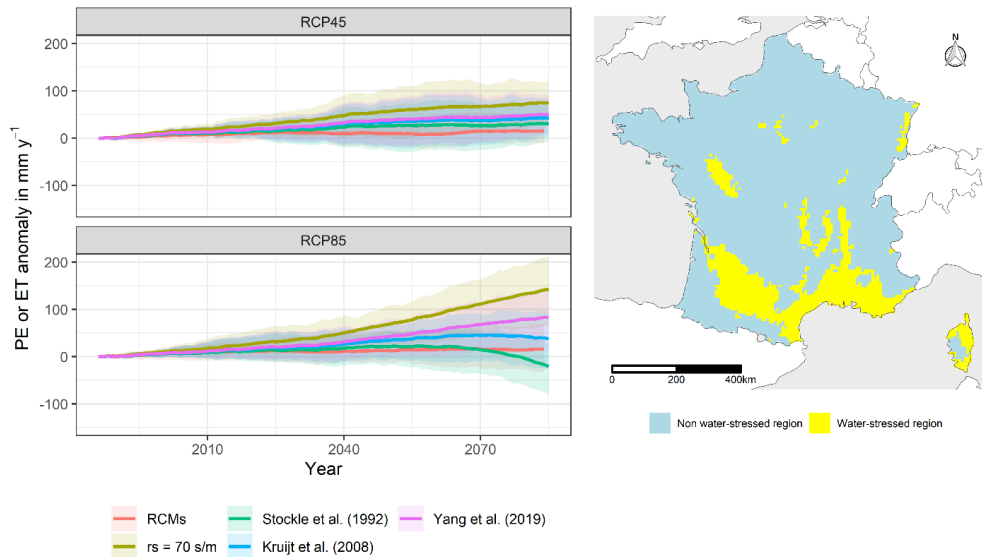


Figure 3.6: Left: Evolution of simulated PE and RCM-AE relative to the 1970–1999 period for the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. The colored shadings represent the min-max estimation range in AE and PE estimations and the solid lines represent the mean. Data are smoothed with a 30-year running mean. Right: in blue, the non-water stressed grid cells selected over the study area, with a threshold criterion  $(\text{PE}/P) < 0.75$ , over historical and future periods; in yellow, water-limited regions over France that were not selected for the comparison.

The runoff averaged over France as simulated by RCMs (taken as precipitation minus AE) presents relatively similar trends to those obtained with the Budyko equation (Figure 3.7). For the RCP 4.5 scenario, the runoff decreases slightly over time, in general agreement with the runoff estimated under the Budyko framework with the different PE formulations. For the RCP 8.5 scenario, runoff anomalies from RCMs are globally negative (except for Stockle's formulation) but less pronounced than those estimated under the Budyko framework. The mean of the RCM ensemble leads to a very slight decrease ( $\Delta Q = -31 \text{ mm.y}^{-1}$ ), a value that lies between the runoff simulated with  $r_{s_{Kruijt}}$  ( $\Delta Q = -40 \text{ mm.y}^{-1}$ ) and the one obtained with  $r_{s_{Stockle}}$  ( $\Delta Q = -4 \text{ mm.y}^{-1}$ ). The simulated runoff from the Penman–Monteith equation applied with constant  $r_s$  leads to a clearly more important decrease that is close to the minimum of the runoff estimates.

The spatial patterns of changes in runoff (Figure 3.6) corroborate these findings: for both RCP 4.5 and RCP 8.5, the spatial patterns of change given by the

RCMs are close to those obtained using  $r_{Stockle}$  and  $r_{Kruijt}$ , i.e., a distinct trend between northern and southern regions.

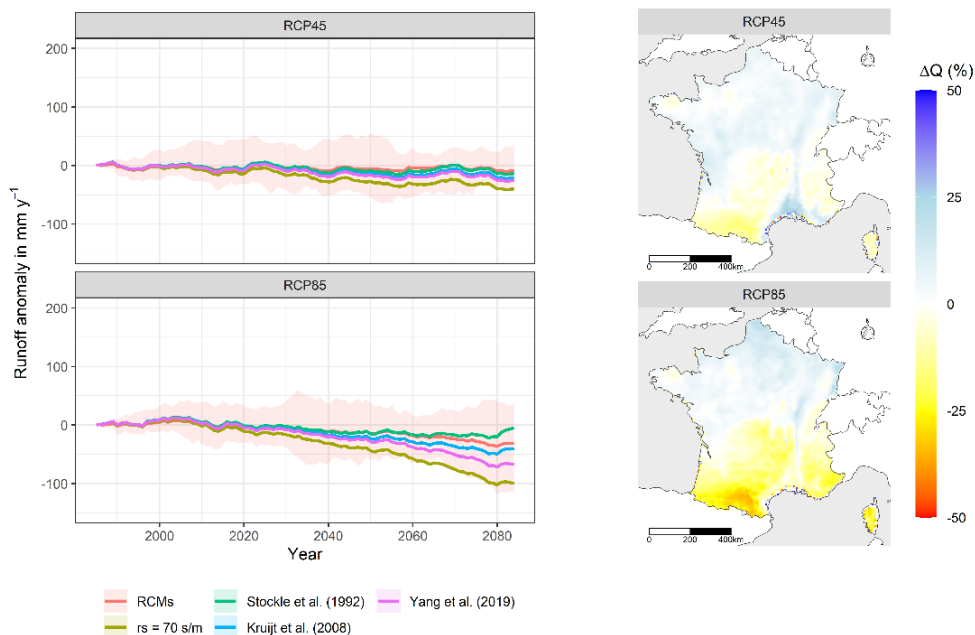


Figure 3.7 : Left: Evolution of simulated runoff using the RCM simulations relative to the 1970–1999 period for the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. The colored shadings represent the min-max estimation range in RCMs runoff estimation and the solid lines represent the mean. Data are smoothed with a 30-year running mean. Right: Ensemble mean of relative annual RCMs simulated runoff changes (%) between the 1970–1999 and 2070–2099 periods under the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios.

## 3.4 Discussion

### 3.4.1 Comparing changes with previous model experiments

The Budyko equation used in this study to simulate runoff is relatively straightforward and neglects key processes such as the seasonality of P and PE. Besides, the climate projections from RCMs used in this paper were not bias-corrected. Thus, we did not intend to produce reliable estimates of the impact of climate, but rather to investigate the spectrum of changes associated with the choice of a formulation of PE that takes into account the influence of CO<sub>2</sub> on stomatal resistance. The regional pattern changes in annual runoff obtained in this study are, however, in agreement with previous studies (Donnelly et al. 2017; Dayon et al. 2018) that used more complex hydrological models: a pronounced decline in mean runoff in the southern part of France, no clear runoff changes in the northern part of France, with large uncertainties stemming from climate projections. We also showed that these patterns are in general agreement with RCM outputs, which means that despite the simplicity of the Budyko equation, it enables us to reproduce the simulation of more physically based coupled climate models.



### 3.4.2 Perspectives of using $r_s$ formulations accounting for CO<sub>2</sub> in PE formulations in future studies

As expected, taking into account the influence of CO<sub>2</sub> on  $r_s$  limits both PE and AE, and thus also limits the decline in runoff, particularly in energy-limited regions. The choice of the formulation of  $r_s$  is therefore significant for studies on the impact of climate change on runoff. The three formulations tested in this paper provide quite different runoff projections compared with the classic use of the Penman–Monteith equation with constant  $r_s$ . The differences are obvious under the RCP 8.5 but also present under the RCP 4.5 scenario. It is noteworthy that the different trends (and sign of the trend) are highly variable compared to differences of changes in PE when considering different PE formulations (Lemaitre-Basset et al. 2021), showing that the uncertainties in projections of CO<sub>2</sub> concentrations might be translated to large uncertainties in PE (and simulated runoff).

While the use of the Budyko framework highlights moderate-to-important impacts of taking into account CO<sub>2</sub> in PE formulations, how this could reflect on hydrological projections made with rainfall–runoff hydrological models might not be straightforward. The impact of PE formulations on discharge projections is still under debate, some studies pointing to either a low impact (Dakhlaoui et al. 2020) or a high impact (Seiller and Anctil 2016). Specifically, the presence of a parameter calibration in most hydrological models might distort the relationship between PE anomalies and runoff anomalies (Oudin et al. 2006) and could lead to different results from those simulated with the Budyko framework.

### 3.4.3 Limitations of taking into account CO<sub>2</sub> in PE formulations

While there are many good reasons for adjusting  $r_s$  with CO<sub>2</sub>, the choice of a single formulation is complicated. Two existing formulations, namely, the formulations by Stockle et al. (1992) and by Kruijt et al. (2008), were developed from experimental results for selected types of crops, and their range of applicability is up to 660 ppm, i.e., far below the expected CO<sub>2</sub> content by the end of century under the RCP 8.5 scenario (935 ppm in 2100). Indeed, increasing stomatal resistance indefinitely is not realistic, as plants must continue to ensure gas exchange, even with a highly enriched CO<sub>2</sub> atmosphere. Thus, the use of these empirical formulations for the RCP 8.5 scenario is as questionable as the use of these formulations for large-scale applications with mixed land use. The third formulation, proposed by Yang et al. (2019), was derived by fitting the AE simulated by the Choudhury model to the AE simulated by climate models, the rationale being that climate models allow us to take into account surface–atmosphere interactions more explicitly. This formulation was calibrated at the global scale and we showed that it probably needs some regional adjustments, since the runoff simulated using this formulation is not fully in line with RCM outputs over France.

The fertilization effect of atmospheric CO<sub>2</sub> on the growth of plants may produce an opposite effect by promoting both PE and AE. Nevertheless, this theory is in fact limited in the context of long-term exposure (climate change): Ainsworth and Rogers (2007) showed a reduction in photosynthesis activity, called “down-regulation” and a slowdown of the greening trend on many biomes was pointed out by Winkler et al. (2021). Besides, plant growth needs fertilizers (e.g., nitrogen), and their availability in the environment will limit the fertilization effect of CO<sub>2</sub>, thus reducing the CO<sub>2</sub> sink role of terrestrial vegetation (Wang et al. 2020). This competing effect of CO<sub>2</sub> on AE can theoretically be taken into account in rs formulations through the use of the leaf area index (LAI). However, determining LAI in the future requires a dynamic vegetation model and presents relatively high uncertainties (Yang et al. 2019). Over France, simulated LAI with different GCMs generally shows a positive trend (between 0.05 % y<sup>-1</sup> in the south and 0.1 % y<sup>-1</sup> in the north). Since the formulation proposed by Yang et al. (2019) was derived by minimizing the discrepancies between AE simulated by Budyko and GCMs, it implicitly takes into account the positive role of LAI. This may explain the lower effect of CO<sub>2</sub> on stomatal resistance compared with Stockle et al. (1992) and Kruijt et al. (2008).

The use of simple functional relationships between  $r_s$  and CO<sub>2</sub> for correcting PE estimates may be seen as “flogging a dead horse.” Translating complex surface–atmosphere feedbacks into a simple adjustment of the PE equation neglects several other possible effects, and it is still uncertain how AE will evolve under climate change. For example, Xiao et al. (2020) showed that AE tends to decline under climate change, owing to decreased relative humidity and consequent stomatal closure due to the decreased moisture gradient at the leaf surface. Nevertheless, for most PE formulations, the opposite occurred, since reducing relative humidity increases PE. In the same time, Dong and Dai (2017) showed diverging results, with increases in AE in the past decades, associated with an important uncertainty. Finally, some studies show a plausible trend in AE without representing soil and vegetation effects, but using a parameterized relationship with observed data.

### 3.5 Conclusion

In this study, we assessed the impact of taking into account CO<sub>2</sub> in the Penman–Monteith PE formulation. We showed that taking into account CO<sub>2</sub> in this PE formulation leads to reduced PE amounts. On the basis of the Budyko framework, we have shown that the inclusion of CO<sub>2</sub> in PE formulations limits the annual runoff reduction, especially in an emissive scenario, namely, the RCP 8.5 scenario, and even increases annual runoff in some regions. Whereas the classic Penman–Monteith formulation leads to decreasing runoff projections over most of France, taking into account CO<sub>2</sub> leads to more contrasting results, with runoff increase that becomes likely in the north of France, which is an energy-limited area. However, the three formulations tested involve different shades of runoff response. The results suggest that climate change impact studies that use PE formulations that do not make use of

CO<sub>2</sub> may underestimate runoff under a future climate. However, uncertainty remains in the way CO<sub>2</sub> can be included in PE formulations, as can be seen from the three options tested here, which questions the intensity of hydrological projection changes due to the inclusion of CO<sub>2</sub>.

The common way to compute PE for hydrological models in climate impact studies ignores the negative feedback from terrestrial vegetation on AE. To correct the bias between PE evolution and AE in climate impact studies, we recommend estimating PE with an adjusted Penman–Monteith formulation, or another form (e.g., Peiris and Döll, 2021). The formulation proposed by Yang et al. (2019) shows good potential for adjusting PE with respect to CO<sub>2</sub> concentrations, nevertheless the relationship should be recalibrated with respect to the study region. On the other hand, the models proposed by Stockle et al. (1992) and Kruijt et al. (2008), show good agreement with the moderate emission scenario RCP 4.5, which is encouraging. However, these models were developed with atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations limited to 660 ppm, which is much lower than the concentrations of the high emission scenario by the end of the 21st century. Probably due to extrapolation of the equation of  $r_s$  with CO<sub>2</sub> for these models above 660 ppm, PE estimates with these formulations lead to decreasing trends of PE by the end of century, which is not consistent with AE trends produced by RCMs. Finally, further observations are needed to include the effect of vegetation feedback on PE more precisely: including the evolution of vegetation yield through, e.g., simulated evolution of leaf area index, and limitation of the air vapor–pressure deficit. The compensation between LAI and stomatal closure may depend on the type of environment (dry, wet, forest, crop field, grassland, etc...), which limits the generalization of our results to similar environments. Therefore, our conclusions show that the way PE formulations account for CO<sub>2</sub> is a lead for a possible improvement of eco-hydrological impact studies.

## Supplementary material

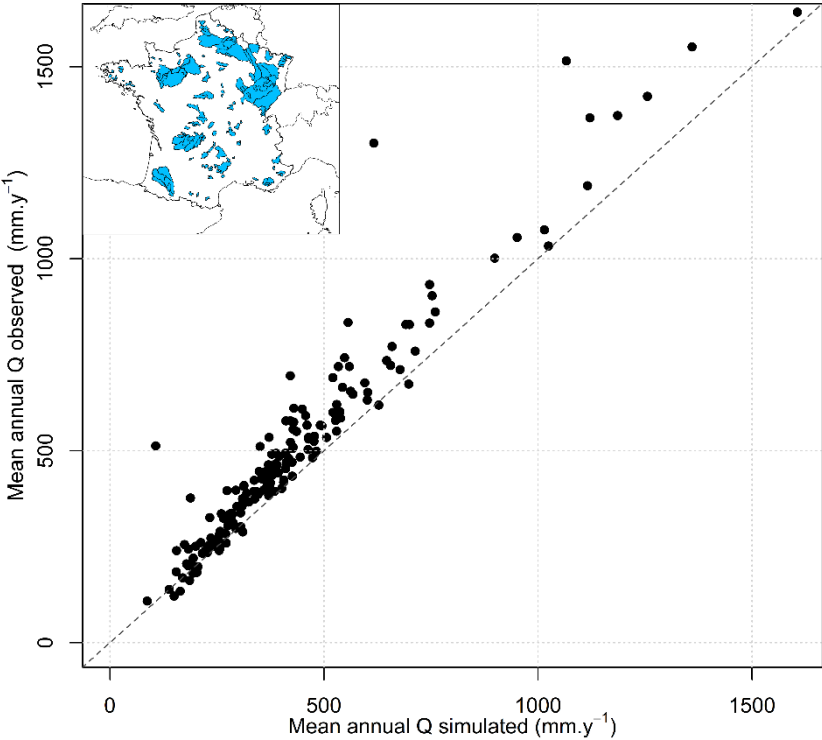
Evapotranspiration in hydrological models under rising CO<sub>2</sub>: a jump into the unknown

Fig. S1 presents observed runoff ( $Q_{\text{observed}}$ ) for a set of catchments over contrasted climate conditions in France compared to runoff derived from non-parametric Budyko curve. We used the set of 171 French catchments selected by de Lavenne and Andréassian (2018). Fig. S1 shows good similarity between observed runoff and runoff derived from the non-parametric Budyko curve, to validate the use of this equation over France.

To compute Budyko curve we used hydro-climatic data from the (Brigode et al. 2020) database, for which daily climate data come from the (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements atmosphériques à la Neige ) SAFRAN meteorological reanalysis (Vidal et al. 2010) and daily observed streamflow series come from the Banque Hydro database (Leleu et al. 2014).

In Figure S1, we see that the correspondence between Budyko simulated streamflow and observed streamflow is very high under these 171 catchments, indicating that the Budyko framework can be considered as reliable over France for the present study.

Fig S1 Evaluation of the non-parametric Budyko framework against streamflow observations for a set of 171 water catchments (in blue) over 30 years (1970–1999).



## Synthèse

Ce chapitre a permis d'évaluer l'impact de la prise en compte de l'effet du CO<sub>2</sub> atmosphérique sur l'ETP sur la résistance stomatique et en conséquence sur les simulations d'écoulement. Il ressort de cette analyse que le choix de tenir compte de cet effet dans une formulation de type Penman a des conséquences majeures sur l'estimation de l'ETP et sur les simulations d'écoulement, avec un effet qui vient contrebalancer l'augmentation de la demande évaporatoire liée à l'augmentation de la température de l'air, notamment dans le cas du scénario le plus radiatif (RCP 8.5).

Mis en perspective de ceux du Chapitre 2, ces résultats suggèrent que la prise en compte de l'augmentation de la résistance stomatique en réponse à la teneur atmosphérique en dioxyde de carbone a un impact plus fort que le choix de la formulation d'ETP. Nous tenons à souligner ici que même si ce type de formulation d'ETP n'a jamais été utilisé dans les études nationales d'impact du changement climatique recensées en introduction, elle n'est en rien iconoclaste. Les estimations d'écoulement sont plus proches des estimations d'écoulement telles que projetées par les modèles climatiques.

En l'absence de données pour vérifier l'impact observé de l'augmentation de la résistance stomatique sur l'ETP, il est difficile d'en préconiser son utilisation sans mise en garde, comme il était difficile de choisir une formule d'ETP à l'issue du Chapitre 2.

Dans la suite du manuscrit, nous utiliserons les formulations d'ETP de Penman-Monteith classique comme formulation de base ainsi que son adaptation pour tenir compte de l'effet du CO<sub>2</sub> sur la résistance stomatique lors de tests complémentaires. Ces deux formulations permettent à notre sens de couvrir la très large gamme des possibles sur les ETPs dans le contexte de changement climatique.

# Chapitre 4 Présentation du bassin versant étudié et des données associées

## Préambule

Ce chapitre décrit le cas d'étude choisi pour la seconde partie de la thèse qui concerne les besoins en eau anthropiques. Les principales caractéristiques géographiques et hydro-climatiques du bassin versant de la Moselle, ainsi que le fonctionnement naturel du bassin et les usages de l'eau liées aux activités humaines telles que l'alimentation en eau potable, la navigation, les industries et l'énergie, sont présentés. Après avoir présenté le bassin versant de la Moselle dans son fonctionnement actuel, le chapitre montrera différents scénarios climatiques et de besoins en eau futurs qui pourraient affecter le bassin de la Moselle. Les projections climatiques provenant de divers modèles climatiques montreront les tendances possibles concernant les températures et les précipitations. Des scénarios d'évolution des besoins en eau présenteront des trajectoires hypothétiques susceptibles d'affecter la ressource en eau et son utilisation. Les projections présentées serviront de forçage à la chaîne de modélisation qui sera mise en place pour étudier l'impact du changement climatique sur la ressource en eau et la satisfaction des besoins en eau.

## Introduction

Après avoir fait le tour des agences de l'eau française, et discuter de la gestion de l'eau sur leurs bassins et des stratégies d'adaptation au changement climatique, un projet s'est monté avec l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. En discutant avec les gestionnaires de la ressource, le bassin de la Moselle est apparu comme un objet d'étude intéressant pour les usages et adapté à la modélisation hydrologique. Le bassin versant de la Moselle a connu plusieurs épisodes d'étiages sévères ces dernières années (2018, 2019, 2020 et 2022). Ces événements pourraient être amenés à se multiplier et s'intensifier dans le futur en raison du changement climatique et des pressions anthropiques fortes sur la ressource en eau. Même si on peut croire que le territoire de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, auquel appartient la Moselle, serait moins concerné que d'autres vis-à-vis des conséquences négatives du changement climatique, les événements récents prouvent l'intérêt d'anticiper ces conséquences, et un plan d'adaptation au changement climatique a été élaboré pour décrire des

objectifs à atteindre sur le plan environnemental<sup>1</sup>. Logiquement, c'est avec l'apport et l'appui de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse qu'il a été possible d'étudier le bassin versant de la Moselle et ses influences. En effet, ces acteurs du territoire ont contribué en fournissant des données d'usage de l'eau. Le Chapitre 4 débutera par une présentation du bassin de la Moselle, de son fonctionnement, et des données d'usages de l'eau associées.

Le bassin de la Moselle sera affecté par des processus climatiques et sociétaux qui se dessinent à grande échelle. Dès lors, la mise en place de trajectoires d'évolution possibles, qui sont nécessaires pour mener une étude prospective, n'est pas triviale. A la base de la chaîne de modélisation qui permet d'étudier l'impact du changement climatique mais aussi l'adaptation à ce changement climatique des usages de l'eau se tiennent les forçages, c'est-à-dire les scénarios climatiques et sociétaux. En effet, pour répondre au besoin des gestionnaires de l'eau, et plus généralement au besoin de la société de pouvoir anticiper les conséquences du changement global, le modèle d'impact doit pouvoir utiliser des données climatiques réalistes et variées, pour estimer l'ampleur des changements futurs possibles. Par ailleurs, si les scénarios climatiques et socio-économiques sont souvent proposés à de larges échelles (Intergovernmental Panel on Climate Change 2014), l'enjeu pour étudier des stratégies d'adaptation est de décliner ces scénarios au niveau local. En effet, les besoins en eau sont dépendants du contexte climatique, démographique, économique, géographique, locaux. Par conséquent, il convient d'adapter les modèles et les données au bassin versant d'étude. Nous aborderons cette problématique dans ce chapitre. Dans la mesure où l'ampleur des changements futurs dépend directement des scénarios utilisés pour la thèse, ils sont présentés ici dans le Chapitre 4.

#### **4.1 Terminologie autour de l'eau et de ses usages**

Avant de présenter plus en détail le bassin versant de la Moselle et les différents usages de l'eau présents sur ce territoire, il convient de définir certains termes qui vont être employés par la suite, en se basant sur le travail de Calianno et al. (2017). En effet, nombreuses sont les utilisations différentes de ces termes qui nous intéressent, mais représentent des concepts aux contours parfois flous et proches les uns des autres (Calianno et al., 2017). Ces différents termes sont représentés schématiquement dans la Figure 4.1.

---

<sup>1</sup> Source : <https://www.eau-rhin-meuse.fr/plan-dadaptation-et-dattenuation-au-changement-climatique>

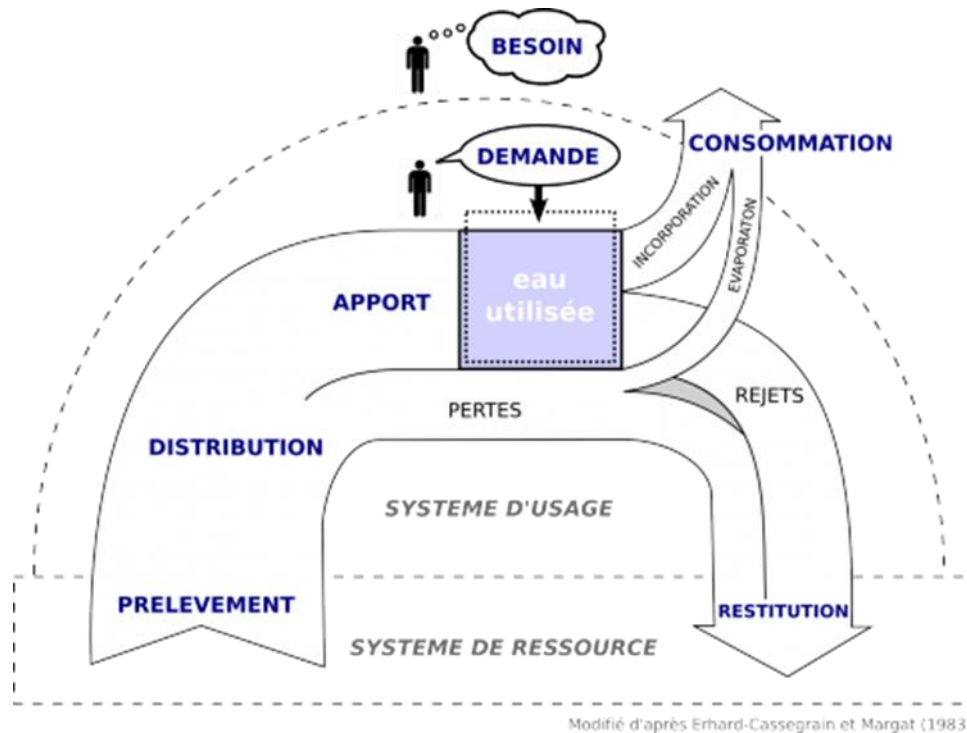


Figure 4.1 : Le cycle de l'usage de l'eau, modifié d'après Calianno et al. (2017)

Tout d'abord, il convient de définir le terme ressource en eau, qui représente l'ensemble de l'eau de surface ou souterraine présente sur Terre. Cette eau n'est pas répartie uniformément ni spatialement, ni temporellement. Ainsi, sur le bassin versant de la Moselle, la ressource en eau sera représentée par les débits en rivière ainsi que les stocks d'eau souterrains. Si la ressource en eau est à l'origine régie par ce qu'on appelle le cycle de l'eau naturel, qui englobe des processus naturels tels que la précipitation, l'évaporation, l'infiltration, le ruissellement, etc., ce cycle de l'eau est modifié par des usages anthropiques.

Les usages anthropiques de l'eau concernent de multiples secteurs tels que l'alimentation en eau potable, l'irrigation, l'énergie (refroidissement des centrales), la navigation, les industries, les loisirs. Le besoin en eau pour un usage donné désigne la quantité d'eau qu'un secteur donné désire utiliser en dehors de toute contrainte physique ou réglementaire, c'est une valeur théorique. La notion de besoin est proche de celle de la demande en eau, valeur qui sert à estimer les volumes d'eau utilisés dans le bassin. A titre d'exemple, ce terme de demande a été employé dans les travaux de Milano et al., 2012 ; Collet et al., 2015. A cette fin, il faut connaître le suivi de la demande en eau en fonction de variables explicatives (Haque et al., 2015 ; Hejazi et al., 2014 ; Polebitski et al., 2011, Toth et al., 2018). Ces variables explicatives peuvent être le nombre d'usagers, le prix de l'eau, la densité urbaine, ou encore la météorologie. Cette quantité peut être estimée à partir de modèles hydro-économiques (qui correspondent à des modèles statistiques multivariés). En l'absence de telles données, il n'est pas possible d'ajuster de relation statistique et



donc de simuler les demandes en eau. N'utilisant pas cette approche dans la thèse, seul le terme de besoin sera employé.

Le prochain concept à définir est le concept de prélèvement. Le prélèvement est la quantité d'eau effectivement soustraite aux ressources, qui est parfois inférieure au besoin. En effet, pour des raisons de contrainte réglementaire ou liée à la disponibilité, les besoins en eau ne sont pas à coup sûr satisfaits. Le prélèvement peut être effectué dans divers milieux, tels que la rivière, l'eau souterraine ou bien des retenues (collinaires ou plus larges). Cependant, toute l'eau prélevée n'est pas utilisée. En effet, des pertes, c'est-à-dire de l'eau prélevée mais qui n'est pas utilisée par le secteur visé, existent. Ces pertes peuvent être dues par exemple à des fuites dans les systèmes de distribution, ou bien à de l'évaporation.

Il convient désormais de définir le terme de consommation en eau. Ce terme désigne souvent à tort l'eau qui coule du robinet. Néanmoins, dans le cycle de l'usage de l'eau, la consommation en eau désigne la part de l'eau prélevée au milieu qui n'y retourne pas. Cette consommation peut être due soit à de l'incorporation (i.e. l'eau est transformée dans un produit industriel par exemple) ou à de l'évaporation. S'il y a consommation en eau, il existe aussi bien évidemment une part d'eau restituée au milieu. La restitution peut ainsi être constituée d'eau directement rejetée par l'usage (e.g. via les stations d'épuration en ce qui concerne l'alimentation en eau potable) ou bien d'eau restituée via des pertes (e.g. des fuites dans le réseau).

## 4.2 Présentation du bassin versant de la Moselle

### 4.2.1 Description générale du bassin

#### 4.2.1.1 Description géographique du bassin

La Moselle est un cours d'eau transfrontalier affluent du Rhin qui traverse l'est de la France, le Luxembourg et l'Allemagne. La Moselle française (définie comme le bassin versant de la Moselle jusqu'à la station de Perl, située en Allemagne à la frontière française), qui sera l'objet d'étude de cette seconde partie de la thèse, draine une superficie d'environ 11 800 km<sup>2</sup>. La Moselle prend sa source dans le massif des Vosges, et traverse les agglomérations de Nancy et de Metz. Ce sont les deux principales agglomérations du bassin versant avec plus de 100 000 habitants chacune, la population globale du bassin versant s'élevant à environ 1 650 000 habitants.

La description de l'occupation des sols par la base de données Corine Land Cover permet de caractériser les différents milieux présents sur le bassin versant de la Moselle (Figure 4.2). Ainsi, les espaces naturels constitués de forêts sont largement dominants, mais les espaces agricoles sont aussi très présents. Les cultures mises en place sont majoritairement le blé, suivi du colza et d'autres céréales tels que le maïs ou l'orge. Actuellement, l'agriculture pluviale prédomine sur le bassin de la Moselle,

l'irrigation n'étant pas développée. L'urbanisation, en termes d'occupation des sols, est minoritaire, mais les villes et les espaces industriels reflètent une tradition industrielle régionale (énergétique, sidérurgique ou chimique...).

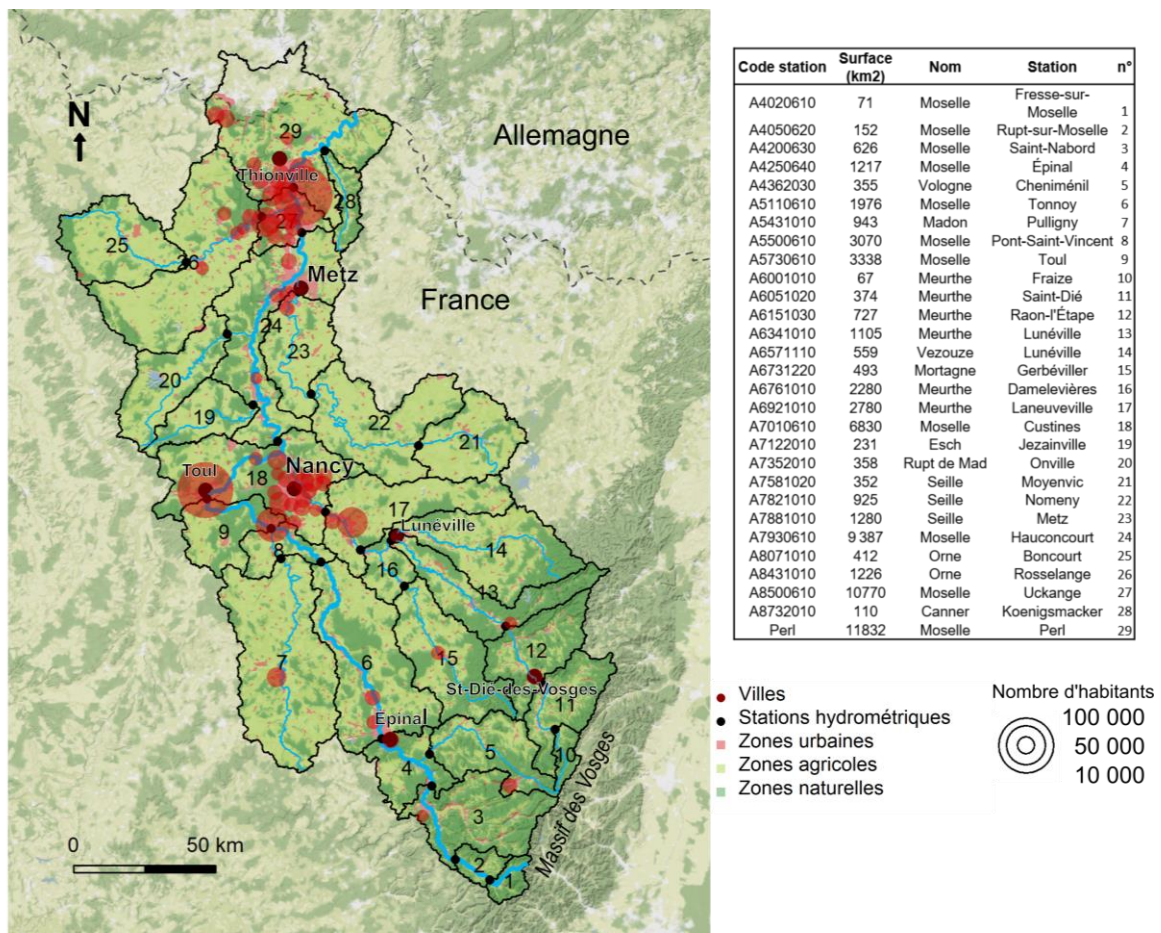


Figure 4.2 : Carte du bassin versant de la Moselle représentant l'occupation du sol et les principales zones urbaines, ainsi que les stations hydrométriques utilisées dans la thèse.

#### 4.2.1.2 Description hydro-climatique du bassin

Diverses données hydrométéorologiques observées rassemblées par Delaigue et al. (2020) sont présentées ci-dessous et utilisées pour décrire le bassin versant ainsi que pour mettre en place la modélisation hydrologique. Les données météorologiques issues de la ré-analyse atmosphérique SAFRAN (Vidal et al., 2010) sont disponibles au pas de temps journalier et à une résolution spatiale de 8 km x 8 km. Elles comprennent les températures de l'air à 2 m, les précipitations, le rayonnement, l'humidité relative de l'air, et la vitesse du vent à 10 m. La Figure 4.3 permet d'analyser les précipitations et températures sur la zone d'étude. Les caractéristiques climatiques de la zone d'étude sont typiques d'un climat tempéré avec des influences continentales. Ainsi, les températures moyennes mensuelles sont comprises entre 2 et 19 °C. Les précipitations moyennes mensuelles sont relativement régulières, avec un hiver un peu plus humide que le reste de l'année. Une organisation spatiale est visible, due au

gradient topographique entre les Vosges et l'aval du bassin. L'amont du bassin est caractérisé par des précipitations très abondantes ( $> 2200 \text{ mm.an}^{-1}$  à l'amont en comparaison de  $1000 \text{ mm.an}^{-1}$  en moyenne sur le bassin) et des températures moyennes plus froides que l'aval (température moyenne annuelle autour de  $8 \text{ }^{\circ}\text{C}$  en amont contre environ  $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$  à l'aval). La partie amont du bassin versant recueille une part importante des précipitations, montrant le rôle prépondérant du Massif des Vosges comme réservoir d'eau naturel pour la Moselle.

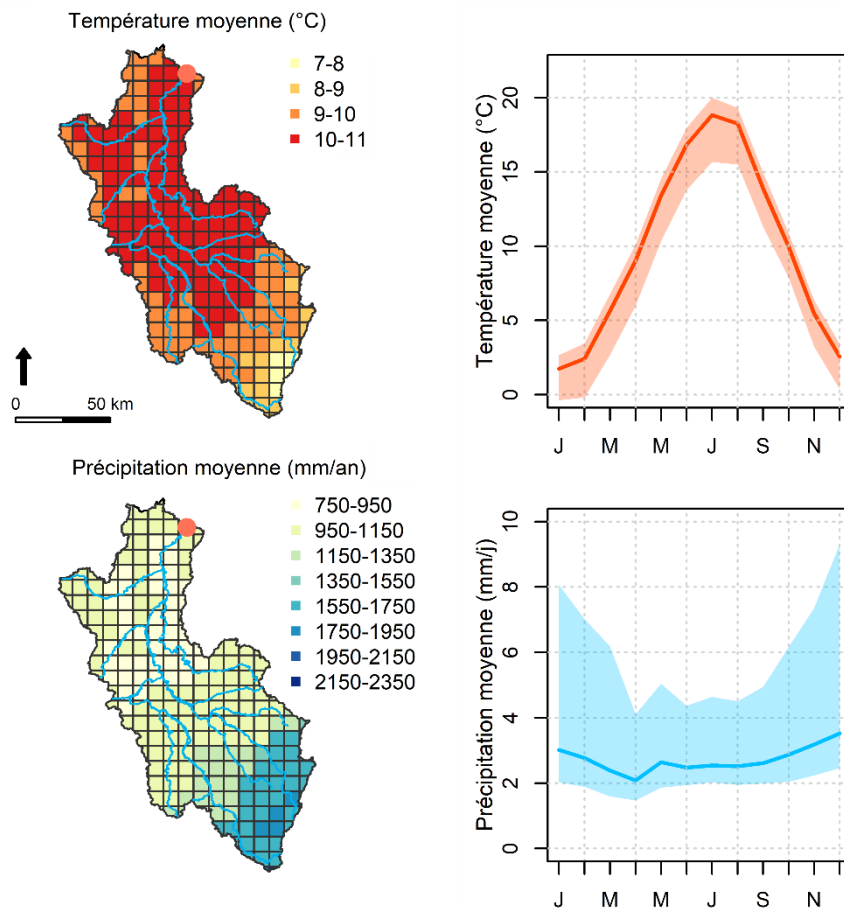


Figure 4.3 : Caractéristiques climatiques annuelles moyennes du bassin de la Moselle à Perl sur la période 1991-2020 établies à partir des données de la ré-analyse SAFRAN, avec l'intervalle 90 %.

En plus des données météorologiques, des mesures journalières des débits observés sur le bassin de la Moselle sont disponibles (Leleu et al. 2014). Ces données seront utilisées pour réaliser la modélisation hydrologique et plus largement l'étude d'impact du changement climatique, une sélection des stations hydrométriques a été effectuée. Les critères de sélection suivants ont été appliqués :

- La qualité de la chronique. En effet, une mesure hydrométrique référencée comme étant de mauvaise qualité par la Banque HYDRO est un critère d'exclusion.

- Le degré d'influence des données. Les mesures fortement influencées au pas de temps intra journalier par les rejets de station d'épuration, conduites forcées pour centrale hydroélectrique, sont écartées. Cela nécessiterait des données de gestion plus précises que celles disponibles. En visualisant les chroniques de débits ainsi qu'une carte IGN, il a été possible d'identifier quelques stations de petits bassins très fortement influencées qui n'étaient pas répertoriées comme telles dans la Banque HYDRO. Cela ne concerne pas toutes les influences, notamment celles qui sont documentées dans les données de l'agence.
- La longueur des chroniques. Les stations avec une durée d'observation concordante aux données de prélèvements de l'Agence de l'eau ont été privilégiées, pour permettre le calage et l'évaluation du modèle dans le Chapitre 5.

#### 4.2.2 Les usages de l'eau sur le bassin de la Moselle

Dans cette sous-section seront déclinées en diverses catégories les prélèvements en eau présents sur le bassin de la Moselle pour les secteurs de l'alimentation en eau potable (AEP), l'usage industriel, la production d'énergie, ainsi que l'alimentation des canaux de navigation.

##### 4.2.2.1 Présentation générale des données d'usages de l'eau disponibles sur la Moselle

Sur le bassin versant de la Moselle, comme partout en France, les données les plus facilement accessibles concernent des données de prélèvements. Ainsi, des données indispensables à la modélisation des usages de l'eau, telles que les besoins en eau et les pertes, ne sont pas disponibles et doivent être estimées. Nous présentons dans cette sous-section les données de prélèvements en eau disponibles pour les différents secteurs d'intérêt et les comparons entre elles et par milieu de prélèvement. Dans des sous-sections suivantes, nous détaillerons chaque secteur et présenterons les hypothèses effectuées pour estimer les besoins en eau ainsi que les pertes.

Les prélèvements en eau sur le bassin versant de la Moselle sont connus grâce aux déclarations de prélèvement fournies à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (AERM). En effet, les préleveurs d'un volume annuel supérieur à 10 000 m<sup>3</sup> doivent le déclarer, en vertu de la redevance. Les données de prélèvements de l'AERM sous-estiment donc les volumes annuels prélevés, car les prélèvements d'un volume annuel inférieur à 10 000 m<sup>3</sup> ne sont pas répertoriés. De plus, le suivi de l'évolution des prélèvements en eau est impacté par les changements de lois qui encadrent les redevances. Ainsi, avant 2008, seuls les prélèvements annuels supérieurs à 40 000 m<sup>3</sup> étaient déclarés aux agences de l'eau, et certains usages étaient exonérés de déclaration (ex : géothermie, aquaculture, drainage).

Les prélèvements en eau observés concernent aussi bien les masses d'eau superficielles que souterraines, et répondent aussi bien à des besoins domestiques qu'à des besoins économiques. La Figure 4.4 présente l'évolution des prélèvements en eau déclarés pour chacun des grands usages présents sur la zone d'étude (l'usage agricole n'est pas représenté, car les zones arables ne sont pas irriguées sur le bassin de la Moselle). Les prélèvements en eau pour l'alimentation en eau potable sont majoritairement assurés par la ressource en eau souterraine du bassin de la Moselle, et dans une moindre mesure par l'eau superficielle. La dynamique des prélèvements déclarés montre une légère baisse depuis 2008. Concernant les prélèvements destinés aux usages industriels et aux activités économiques en général, la ressource superficielle est principalement exploitée, tandis que la ressource souterraine représente une part minoritaire. La dynamique des prélèvements déclarés pour ce secteur est là aussi à la baisse depuis 2008. Concernant l'alimentation des canaux de navigation, les prélèvements concernent exclusivement de l'eau superficielle, et représente un besoin important (environ 400 M m<sup>3</sup> annuels). Les prélèvements déclarés pour la production d'énergie sont eux aussi très importants et proviennent quasiment exclusivement de la ressource superficielle. Néanmoins, ces prélèvements ont fortement diminué dans les années 2010 avec la fermeture progressive des centrales thermiques sur le bassin de la Moselle. C'est pourquoi, en 2018, la très grande majorité des prélèvements en eau pour la production d'énergie concerne la centrale nucléaire de Cattenom. Enfin, il apparaît clairement qu'en 2018 la ressource en eau superficielle du bassin de la Moselle est largement plus exploitée que la ressource souterraine. Pour toute la suite de la thèse, l'analyse se concentrera sur la description et l'analyse de la ressource en eau superficielle, et l'étude d'impact se fera donc sur la ressource en eau superficielle. En effet, le rapport entre les prélèvements souterrains et superficiels sur ce bassin montre que pour la plupart des usages c'est l'eau superficielle qui est exploitée. De plus, même si l'AEP est majoritairement assurée par la ressource souterraine, l'eau superficielle est principalement exploitée pour les deux agglomérations du bassin.

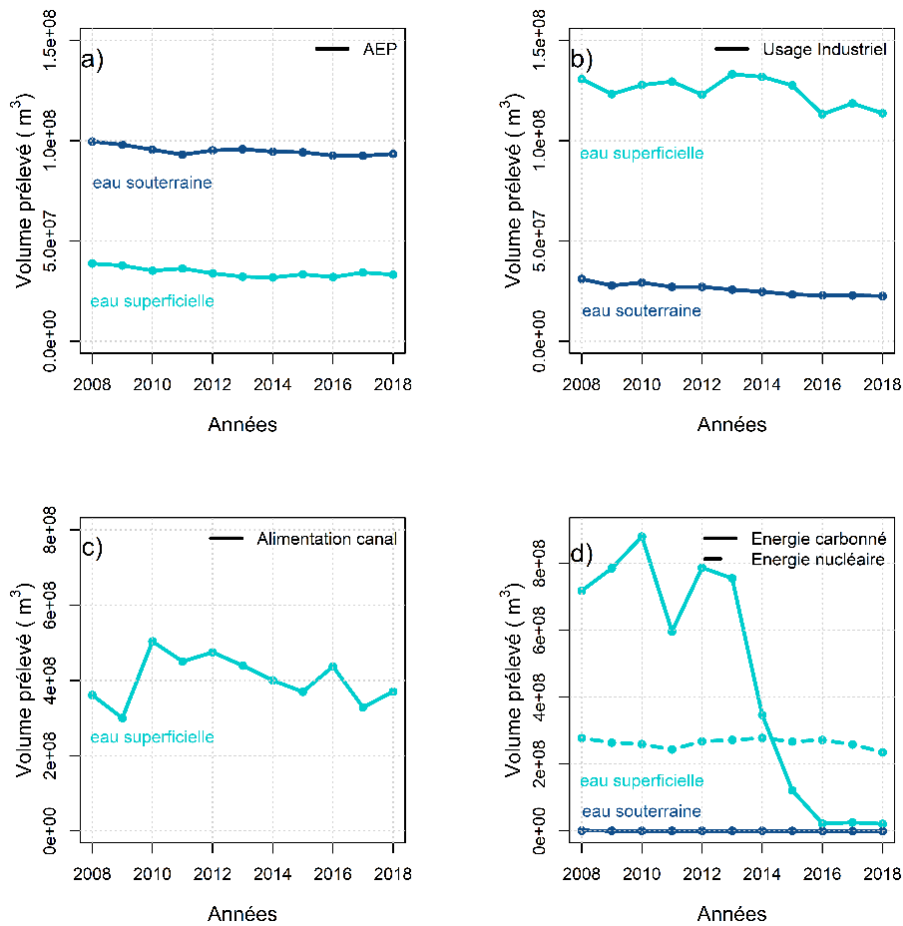


Figure 4.4 : Evolution des prélèvements déclarés à l'Agence de l'eau Rhin-Meuse agrégés sur le bassin de la Moselle à Perl pour chaque grand usage de la ressource. Données : Redevance sur l'eau de l'AERM.

La Figure 4.5 présente les prélèvements en eau de surface pour les différents usages en fonction des sous-bassins versants, qui ont pour exutoires les stations hydrométriques sélectionnées. Premièrement, tous les sous-bassins ne sont pas exploités, et certains le sont beaucoup plus que d'autres. Ensuite, le calcul du ratio entre la somme des prélèvements moyens journaliers et le module journalier du cours d'eau exploité permet d'appréhender la pression moyenne des activités humaines sur le sous-bassin. Les sous-bassins les plus impactés par les activités anthropiques sont situés principalement le long de la Moselle : à l'aval la centrale nucléaire de Cattenom contribue le plus fortement aux prélèvements, alors qu'en amont l'alimentation des canaux de navigation contribuent le plus aux prélèvements. Les pourcentages montrent que les besoins sont facilement satisfaits en moyenne. Malgré tout, les activités humaines en période d'étiages peuvent avoir un impact beaucoup plus fort sur l'environnement, et même devenir concurrentielles entre elles.

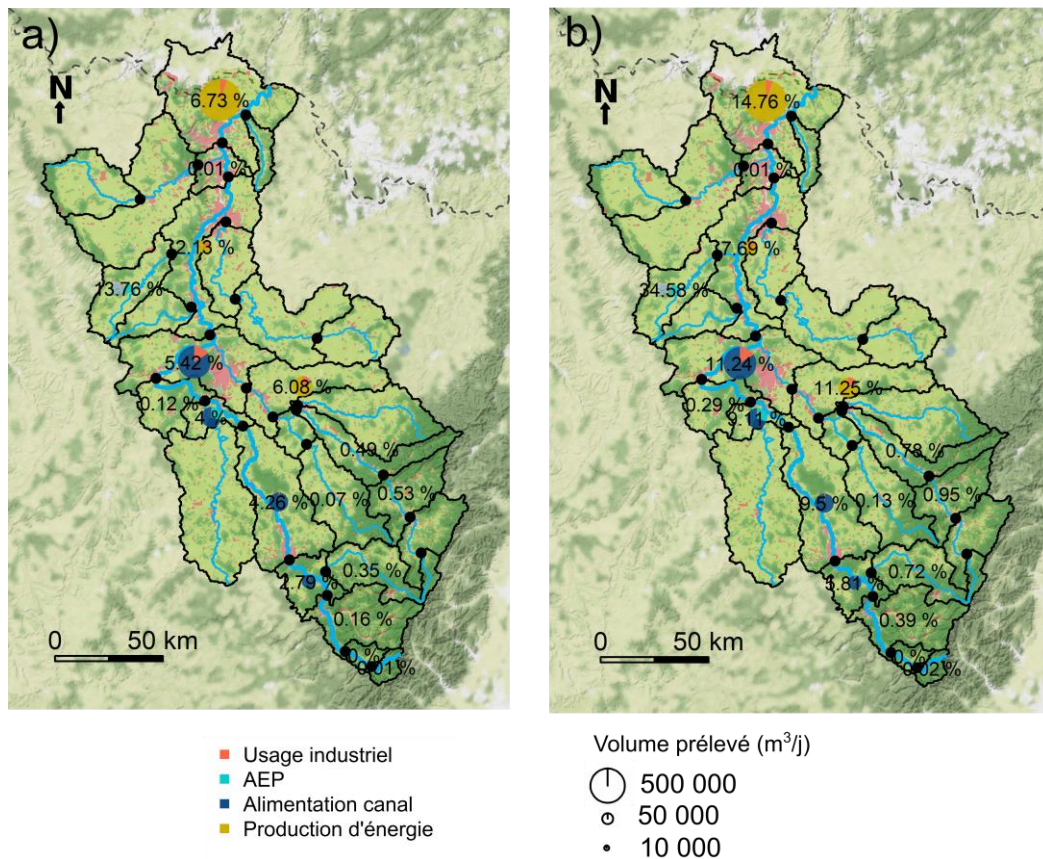


Figure 4.5 : Pression anthropique sur le bassin de la Moselle. La proportion du cercle indique le volume prélevé. Le pourcentage correspond à la pression : c'est le ratio du prélèvement sur le module à gauche et le ratio du prélèvement sur le débit d'été moyen (JJA) à droite ; pour chaque sous-bassin en fonction des usages.

#### 4.2.2.2 L'alimentation en eau potable (AEP)

L'alimentation en eau potable est un usage qui doit être en principe toujours satisfait. Ainsi, il est logique de faire l'hypothèse que les prélèvements en eau pour l'AEP sont représentatifs des besoins en eau pour l'AEP (il n'y a pas a priori de restrictions). Même si ponctuellement cela peut ne pas être le cas, on peut considérer qu'en général c'est le cas, et donc réaliser cette approximation.

Le réseau de distribution de l'AEP permet d'acheminer l'eau prélevée vers les habitants. Néanmoins, ce réseau présente des fuites. Ainsi, le rapport entre le volume d'eau potable utilisé par les usagers et le volume d'eau potable prélevé constitue ce que l'on appelle le rendement du réseau de distribution. Le coefficient de rendement moyen du réseau d'AEP en France est d'environ 80 % en 2018<sup>2</sup>. Cependant, cette moyenne nationale peut cacher des disparités régionales. L'Agence de l'eau Rhin-Meuse a ainsi établi un diagnostic sur la performance du réseau de distribution sur son territoire, qui montre un coefficient de rendement moyen de 81 %, légèrement

<sup>2</sup> Source : <https://www.eaufrance.fr/repere-rendement-des-reseaux-deau-potable> (consulté le 18/11/2021)

au-dessus de la moyenne nationale. Leurs conclusions ont aussi montré des disparités entre zones rurales et urbaines, avec respectivement des coefficients de rendement de 73.4 % et 86 %<sup>3</sup>. Le nombre d'habitants en zones rurales et urbaines de chaque sous-bassin et le coefficient de rendement moyen du bassin sont donc liés.

Comme on l'a vu sur la Figure 4.4, les prélèvements en eau pour l'AEP ont légèrement baissé ces dernières années. Cette baisse peut être due à deux facteurs : le nombre d'habitants et le besoin en eau unitaire (c.à.d. par individu).

L'évolution démographique sur le bassin de la Moselle est bien documentée. En 2018, le bassin versant comptait plus de 1.650.000 habitants. Entre 2008 et 2012, la population du bassin versant connaît une très légère augmentation, mais entre 2012 et 2018 la tendance est à la baisse. La dominante rurale du bassin versant de la Moselle explique le déclin démographique en cours. Les départements de la Moselle et de la Meurthe-et-Moselle ont une population stable, alors que les départements des Vosges et de la Meuse connaissent une baisse de la population (Martini & Nieto, 2018). Les zones rurales sont nombreuses et peu peuplées, mais un axe urbain nord-sud porté par la présence successive des métropoles de Nancy, Metz et Thionville est visible. La répartition de la population influence la répartition des prélèvements en eau potable. Ainsi, les sous-bassins versants les plus peuplés ont le plus fort besoin en eau pour l'AEP.

Le besoin en eau unitaire peut être évalué en rapportant le volume d'eau potable prélevé annuellement sur le bassin pour l'AEP diminué des pertes du réseau d'alimentation, au nombre d'habitants de la même année sur le même bassin. Ainsi, on a pu déterminer que le besoin en eau unitaire pour l'AEP sur le bassin versant de la Moselle en 2018 était de  $58.15 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1} \cdot \text{hab}^{-1}$ . A titre de comparaison, le besoin unitaire pour l'AEP en France est estimé à  $54.75 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1} \cdot \text{hab}^{-1}$  (soit  $150 \text{ l} \cdot \text{j}^{-1}$ ), ce qui laisse à penser que l'estimation par la méthode de calcul présentée ici est suffisamment précise pour servir de base à des scénarios d'évolution des prélèvements pour l'AEP. A noter que l'eau prélevée pour l'AEP est en grande partie restituée par les stations d'épuration dans le réseau hydrographique en aval du prélèvement.

#### 4.2.2.3 L'usage industriel

L'analyse des prélèvements industriels a mis en avant une réduction des prélèvements industriels qui peut s'expliquer par la désindustrialisation et par l'amélioration des processus industriels qui consomment moins d'eau. Cependant, estimer les parts respectives de ces deux facteurs est difficile. En décomposant l'évolution des prélèvements selon les principales entreprises (et leur secteur d'activité), on peut mieux comprendre l'évolution des prélèvements industriels. Ainsi, la Figure 4.6 montre la baisse continue des prélèvements industriels pour la

---

<sup>3</sup> Source : <https://www.eau-rhin-meuse.fr/performances-des-reseaux-deau-potable-un-premier-etat-des-lieux-pour-le-bassin-rhin-meuse> (consulté le 18/11/2021)



plupart des grandes industries présentes sur le bassin. La Figure 4.6 souligne aussi le fait que la majorité du volume d'eau prélevé par le secteur industriel est effectuée par une dizaine d'entreprises, sur plus d'une centaine au total. La somme des prélèvements les plus faibles, réalisés par les acteurs économiques les moins consommateurs en eau, est aussi en diminution (regroupé dans la catégorie « Autres »).

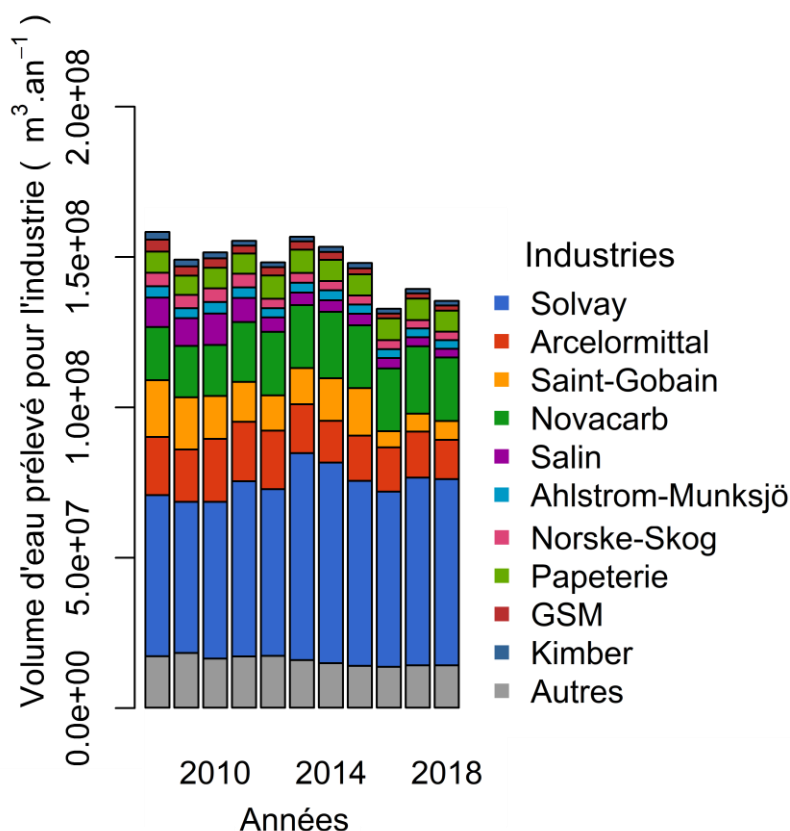


Figure 4.6 : Evolution des prélèvements industriels entre 2008 et 2018, issue des redevances de l'AERM. Représentation des 10 entreprises qui prélèvent le plus (>1M m³.an⁻¹), les autres sont regroupé dans « Autres ».

La désindustrialisation peut prendre différentes formes : la disparition d'une industrie, la suppression d'une des unités de production d'une industrie et donc d'un point de prélèvements, ou bien une diminution de l'activité de production dans le temps. Le Tableau 4.1 montre bien que les principaux acteurs restent présents de 2010 à 2018. De plus, l'évolution du nombre de sites industriels dans le Tableau 4.1 montre que le nombre des industries s'est stabilisé. L'hypothèse d'un changement de la production et/ou d'une amélioration des processus industriels pour les industriels présents entrainerait une diminution des besoins en eau.

Tableau 4.1 : Évolution des prélèvements industriels pour les 10 entreprises qui prélèvent le plus. En terme de volumes absolus, de part relative de ces prélèvements, et de nombre d'unités de production.

Industrie <i>Secteur d'activité</i>	2010			2018		
	Volume (m <sup>3</sup> )	Proportion (%)	Nb de sites	Volume (m <sup>3</sup> )	Proportion (%)	Nb de sites
SOLVAY <i>chimie et pharmacie</i>	5.22E+07	33,2 %	1	6.19E+07	45,4 %	1
ARCELORMITTAL <i>métallurgie et sidérurgie</i>	2.09E+07	13,3 %	6	1.30E+07	9,5 %	5
SAINT-GOBAIN <i>métallurgie et sidérurgie</i>	1.42E+07	9,0%	4	6.29E+06	4,6 %	4
NOVACARB <i>chimie et pharmacie</i>	1.70E+07	10,8 %	1	2.11E+07	15,5 %	1
SALIN <i>industrie extractive</i>	1.04E+07	6,6 %	1	2.87E+06	2,1 %	1
AHLSTROM-MUNKSJÖ <i>bois, papier, et carton</i>	3.87E+06	2,4 %	1	2.83E+06	2,0 %	1
NORSKE-SKOG <i>bois, papier, et carton</i>	6.88E+06	4,3 %	1	7.00E+06	5,1 %	1
CLAIREFONTAINE <i>bois, papier, et carton</i>	2.87E+06	1,8 %	1	2.30E+06	1,6 %	1
KIMBER <i>bois, papier, et carton</i>	1.97E+06	1,2 %	1	1.51E+06	1,1 %	1
GSM <i>industrie extractive</i>	3.15E+06	2,0 %	7	1.74E+06	1,2 %	7
AUTRES <i>reste des unités de production</i>	1.63E+07	27,4 %	133	1.41E+07	11,9 %	120

À noter que les prélèvements d'eau par le secteur industriel représentent des quantités importantes, mais une faible consommation. En effet, l'eau est avant tout utilisée comme moyen de production (par exemple dans l'industrie chimique), ou de refroidissement (par exemple dans l'industrie métallurgique), il s'agit d'une consommation dite intermédiaire puisqu'elle sert un moyen de production. Les travaux de Hejazi (2014) et du PGE Garonne-Ariège<sup>4</sup> (qui se sont intéressés à la consommation industrielle), ont montré une consommation industrielle moyenne autour de 10 % des prélèvements effectués.

#### 4.2.2.4 L'usage pour la production énergétique

L'essentiel de la production énergétique est aujourd'hui porté par le nucléaire sur le bassin de la Moselle. Cependant, des centrales thermiques étaient encore en activité il y a quelques années, c'est pourquoi le besoin en eau par le secteur énergétique a diminué. En ce qui concerne la production énergétique, l'eau est utilisée pour assurer le refroidissement des réacteurs de la centrale de Cattenom. Il

<sup>4</sup> Source :

[https://www.smeag.fr/sites/default/files/upload/pge\\_garonne\\_ariège\\_2018\\_2027\\_valide\\_le\\_29\\_juin\\_2018\\_21\\_mo.pdf](https://www.smeag.fr/sites/default/files/upload/pge_garonne_ariège_2018_2027_valide_le_29_juin_2018_21_mo.pdf) (consulté le 15/12/21)

s'agit de l'usage le plus important en termes de prélèvement sur le bassin versant de la Moselle. Les données de prélèvement sont disponibles de 2008 à 2018. Selon l'AERM et EDF, la consommation moyenne en eau pour la production d'énergie nucléaire s'élève à environ 30 % de l'eau prélevée, via l'évaporation pour le refroidissement de la centrale. En outre, EDF nous a indiqué que les prélèvements en eau pour le refroidissement de la centrale de Cattenom ne sont pas dépendants de la température de la Moselle, dans la mesure où il repose sur un réservoir tampon qui constitue une réserve de source froide de sûreté.

#### 4.2.2.5 L'usage pour la navigation

Pour assurer la navigation sur les canaux (et la circulation de l'eau dans les ouvrages), des volumes très conséquents sont prélevés chaque année. Il s'agit du deuxième usage le plus important sur le bassin après le secteur de l'énergie en termes de volume prélevé (Figure 4.4). Les prélèvements pour cet usage sont assurés exclusivement par la ressource superficielle. Si la majeure partie de l'eau prélevée retourne directement dans la rivière au point de jonction entre le canal et la Moselle, ce n'est pour autant pas sans conséquences sur les débits de la Moselle. Ainsi, une partie de l'eau s'infiltré en profondeur à cause des fuites qui sont importantes sur le réseau. Une quantité moindre sort définitivement du système du bassin versant de la Moselle, via l'évaporation ou l'alimentation du bief de partage des Vosges qui fait la jonction entre la Moselle et la Saône. Le prélèvement en eau pour l'alimentation des voies navigables ne concerne pas tous les sous-bassins versants de la Moselle, c'est l'amont du bassin qui est surtout sollicité par les prises d'eau de VNF. En effet, la Moselle à l'aval de Toul n'est plus influencée par des prises d'eau, et la rivière est navigable le plus souvent, avec quelques courts tronçons de canal alimentés en direct. Pour chaque prise, les débits fonctionnels (en été) de VNF sont connus (Tableau 4.2), ainsi qu'une estimation des fuites des canaux. Les pertes en eau liées à la fréquentation représentent peu de volume par rapport aux fuites, elles seront donc négligées.

Tableau 4.2 : Données de prélèvement et de fuites pour l'alimentation des canaux de navigation. (\* donnée manquante estimée par la moyenne des fuites)

Secteur	Flavigny	Charmes	Fouys	Chavelot	Epinal	Remiremont	Mortaw
Débit fonctionnel (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	2,5	0,4	0,4	0,5	0,9	0,8	2,0
Fuite théorique (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0,125	0,171	0,130	0,194	0,083	0,314	0,4*

## 4.2.3 La gestion quantitative de la ressource sur le bassin de la Moselle

### 4.2.3.1 Les ouvrages de réserves du bassin versant de la Moselle

Les systèmes mis en place pour mobiliser la ressource superficielle, afin de sécuriser les prélèvements, ou de transporter l'eau pour qu'elle soit utilisée ailleurs, ont transformé la dynamique du bassin de la Moselle.

L'ouvrage le plus important sur le bassin est le barrage-réservoir de Pierre-Percée, une réserve de 61 M de m<sup>3</sup> d'eau dans le massif des Vosges pour le soutien d'étiage (Figure 4.7). Il est alimenté passivement par le ruisseau du Vieux-Pré et artificiellement par la rivière de la Plaine en contrebas. Les règles de gestion du barrage de Pierre-Percée (stockage et lâchers) sont décrites dans la convention d'exploitation de l'ouvrage établie en 1991, à l'attention des deux acteurs de l'ouvrage, l'AERM et EDF. En effet EDF et l'AERM se partagent les 61 M de m<sup>3</sup> de volume maximal (58 M m<sup>3</sup> en volume utilisable), respectivement à hauteur de 83.8 % et 16.2 %. Le barrage-réservoir de Pierre-Percée a pour principal objectif le soutien d'étiage de la Meurthe et de la Moselle, d'une part pour garantir la sécurité énergétique avec le besoin de refroidissement de la centrale nucléaire de Cattenom, mais aussi pour garantir la compensation de l'impact de l'évaporation de la centrale sur les débits à la frontière avec le Luxembourg. L'impact de cet ouvrage se ressent surtout en période d'étiage, où il va artificiellement contribuer au débit de la Moselle à Perl, et de la Meurthe en aval de l'ouvrage. Une partie de la réserve est gérée par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, pour le soutien d'étiage sur la Meurthe.



Figure 4.7 : Représentation du barrage de Pierre-Percée. Les stations hydrométriques sur la Meurthe en aval de l'ouvrage fortement influencées sont situées à 1 : Lunéville, 2 : Damelevières, 3 : Laneuveville. La flèche représente un transport actif de l'eau de la Plaine vers le barrage de Pierre-Percée.

Le second ouvrage est un ouvrage de réserve, le Lac de Madine, qui permet de sécuriser l'AEP de l'agglomération de Metz en été, grâce un transfert depuis le sous-bassin versant du Rupt de Mad vers Metz et ses environs. Une quantité de 10 M de m<sup>3</sup> sur 35 M de m<sup>3</sup> est disponible dans le Lac de Madine, alimenté par le ruisseau de la Madine et les précipitations directes pour soutenir le débit du Rupt de Mad, qui est exploité plus en aval juste après la station d'Onville pour l'AEP (Figure 4.8). Même si l'exploitation de la ressource en eau superficielle pour l'alimentation en eau potable est minoritaire sur le bassin de la Moselle, elle concerne l'agglomération Metz et tout l'axe Metz-Uckange-Thionville comme réseau secondaire. Il existe un export d'eau depuis le sous-bassin du Rupt de Mad directement vers Metz pour répondre au besoin. En effet, du fait du fort besoin en eau et de l'indisponibilité d'une ressource en eau souterraine en quantité et de qualité suffisante à proximité des agglomérations du bassin, l'AEP de Metz dépend de ressources superficielles éloignées.

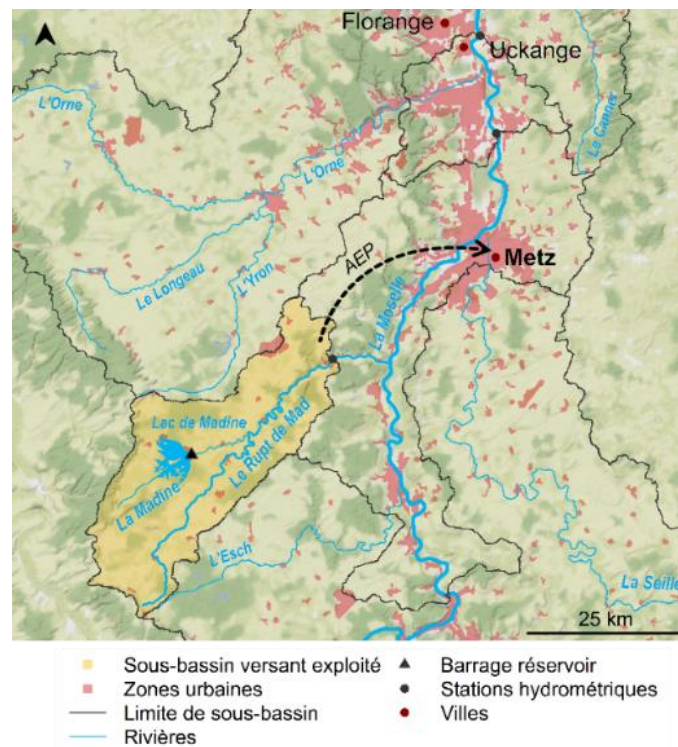


Figure 4.8 : Représentation de la prise d'eau AEP sur le Rupt de Mad, pour l'agglomération de Metz et ses environs.

#### 4.2.3.2 Les mesures de restriction des usages de l'eau

En situation d'étiage ou de sécheresse, des concurrences entre les usages et le fonctionnement écologique du milieu naturel émergent, dans la mesure où la ressource est en quantité insuffisante pour satisfaire simultanément tous les usages sans porter préjudice au milieu naturel. Les situations d'étiage sont définies par différents niveaux de gravité pour les décisionnaires : vigilance, alerte, alerte

renforcée et crise. Sur le bassin de la Moselle, le système d’alerte est basé sur le calcul du VCN3 (débit moyen minimal consécutif sur 3 jours) hebdomadaire par la DREAL Grand-Est, comparé à des valeurs de références. Quand les seuils de cet indicateur sont franchis sur plusieurs stations, des notes sont attribuées, allant de 1 pour une situation normale à 5 pour une situation d’étiage extrêmement sévère (Figure 4.9), sur différentes stations du bassin. Ces notes sont pondérées sur différentes stations de manière différenciée à l’échelle de deux portions distinctes du bassin pour décider des mesures à prendre : d’une part la Moselle amont et la Meurthe, et d’autre part la Moselle avale et l’Orne et la Seille.

Situation	Normale	Vigilance	Alerte	Alerte renforcée	Crise
Qualification	« Bleu »	« Gris »	« Jaune »	« Orange »	« Rouge »
Note N	$1 \leq N < 1,5$	$1,5 \leq N < 2,5$	$2,5 \leq N < 3,5$	$3,5 \leq N < 4,5$	$4,5 \leq N < 5$

Figure 4.9 : Echelle de qualification de l’état d’une unité hydrologique utilisé par la DREAL Grand-Est sur le bassin de la Moselle. Source : Bulletin de suivie des étiages de la région Grand-Est.

Selon le niveau de gravité de l’étiage, les mesures prises en réponse peuvent aller de la simple sensibilisation des usagers de l’eau jusqu’à la restriction de certains usages voire même à leur interdiction. Dans de telles circonstances, les gestionnaires de la ressource doivent avant tout pouvoir continuer d’assurer la satisfaction des usages prioritaires. Les mesures de restriction prises en période de sécheresse sont avant tout qualitatives et servent de base à la prise de décision entre l’autorité administrative et les acteurs de l’eau du territoire. Ainsi, la loi prévoit le maintien d’un débit réservé dans le cours d’eau. Ce débit minimum à garantir dans la rivière a pour but de maintenir le bon fonctionnement écologique du milieu et de tous les services écosystémiques associés. L’AEP est un usage prioritaire car il remplit des fonctions essentielles : il ne doit pas être restreint par rapport aux autres usages quelle que soit la gravité de l’alerte. En revanche, des fonctions non-essentielle qui peuvent dépendre de l’AEP pour les particuliers, comme l’arrosage de potagers, le remplissage des piscines ou le lavage de voiture, sont eux rapidement interdites. Les usages industriel et énergétique ont des dispositions bien spécifiques qui relèvent du cas par cas plutôt que d’une règle générale. En effet, les activités industrielles en période d’étiage sont susceptibles de détériorer la qualité des eaux. De plus, la production d’énergie relève d’enjeux à la fois stratégique (indépendance énergétique) et sécuritaire (refroidissement nucléaire). Enfin, les prélèvements réalisés pour l’alimentation des canaux de navigation sont susceptibles d’être fortement diminués et stoppés selon le niveau de l’indicateur de suivis d’étiage.

Maintenant que le fonctionnement et le climat actuels du bassin de la Moselle ont été détaillés, les parties suivantes vont exposer les possibles changements sur le

fonctionnement et le climat du bassin, en commençant par présenter l'évolution du climat local.

## **4.3 Projections climatiques sur le bassin de la Moselle**

### **4.3.1 Les scénarios climatiques**

Les projections climatiques utilisées dans ce travail sont issues de la 5<sup>e</sup> phase du projet international d'inter-comparaison CMIP5. Trois scénarios d'émission de gaz à effet de serre sont présents dans l'échantillon, et induisent trois forçages radiatifs différents : le RCP 2.6, le RCP 4.5 et le RCP 8.5. L'impact quantitatif du réchauffement climatique sur les différentes variables climatiques est accessible au travers des projections issues des associations des modèles climatiques globaux et régionaux (GCMs/RCMs). Dans le but de réaliser une étude d'impact avec un modèle hydrologique sur le bassin versant de la Moselle, les données utilisées ont été débiaisées avec la méthode ADAMONT élaborée par Météo-France (jeu de données Drias 2020, Soubeyroux et al. 2022). En effet, contrairement aux simulations des modèles climatiques régionaux issues directement de l'initiative EURO-CORDEX précédemment utilisées (cf. Chapitre 1 et Chapitre 2), l'utilisation de données débiaisées est indispensable afin de fournir des projections sur la ressource en eau ayant une meilleure représentation spatiale du bassin, représentant ainsi des volumes en eau conformes avec la pratique des gestionnaires et des décisionnaires. Les mêmes couples de GCMs/RCMs que ceux utilisés pour les Chapitres 1 et 2 ont cependant été choisis.

Les projections climatiques commencent en général à la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle, et se terminent à l'horizon 2100. Les projections climatiques utilisées disposent des mêmes variables climatiques que la ré-analyse SAFRAN, et sont fournies à la même résolution spatiale et temporelle que SAFRAN. Dans le cadre de l'analyse des résultats, pour montrer l'évolution des variables hydro-climatiques, l'analyse sera réalisée en termes d'anomalie, par rapport à une période de référence fixée allant de 1976 à 2005. Une moyenne glissante, avec une fenêtre de 30 ans, est appliquée aux projections afin d'analyser le signal du changement climatique, et de s'affranchir de la variabilité naturelle du climat.

### **4.3.2 Evolution simulée des températures et des précipitations sur le bassin de la Moselle**

La Figure 4.10 présente l'évolution des températures moyennes journalières (en °C) sur l'ensemble du bassin versant de la Moselle pour chaque scénario d'émission de gaz à effet de serre, en fonction des saisons. L'évolution moyenne de l'ensemble des couples GCMs-RCMs d'un même scénario est associée à une enveloppe de dispersion de l'ensemble. Quelle que soit la saison, l'augmentation de la

température sur le bassin est similaire entre les scénarios au début du 21<sup>e</sup> siècle. C'est à partir de la moitié du 21<sup>e</sup> siècle que les tendances simulées par les modèles se différencient selon le RCP. Au printemps, à l'horizon 2085, la température aura augmenté d'environ 1.0 °C à 3.3 °C selon le scénario. Pour les autres saisons les anomalies de températures à la fin du siècle peuvent être beaucoup plus fortes. Par exemple, en été, les projections prévoient une augmentation moyenne allant de 1.0 °C à 4.2 °C. Lorsque l'on considère l'ensemble des modèles climatiques, une dispersion plus forte est visible en été, avec des augmentations pouvant atteindre 6.6 °C. Les tendances en automne sont similaires à celles en été. En hiver, la dispersion des projections de températures est plus faible, et l'augmentation des températures va de 1.0 °C à 3.9 °C selon le scénario. De plus, le réchauffement moyen est homogène sur l'ensemble du bassin de la Moselle, il n'y a pas de disparité spatiale notable (non montré).

La Figure 4.11 présente les changements des précipitations moyennes sur l'ensemble du bassin de la Moselle, pour chaque RCP, et toujours en fonction de la saisonnalité. Les différents ensembles de projections issues des RCPs semblent tous indiquer une augmentation des précipitations au cours du siècle, sauf durant l'été où des tendances inverses peuvent être notées. Néanmoins, ces projections sont associées à une très forte dispersion, et sont donc très incertaines. De plus, c'est le scénario RCP 8.5 qui est associé à la plus grande incertitude. Au printemps et en automne, les tendances montrent plutôt une augmentation moyenne relativement modeste en comparaison à l'été et à l'hiver. En été, les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 indiquent tous deux une diminution moyenne des précipitations à l'horizon 2085, respectivement de -4.9 % et de -10.3 %. Cependant, la dispersion entre les modèles rend la tendance peu indicative, par exemple pour l'ensemble des modèles issus du RCP 8.5 montre des évolutions à l'horizon 2085 allant de -36.5 % à +41.0 %.



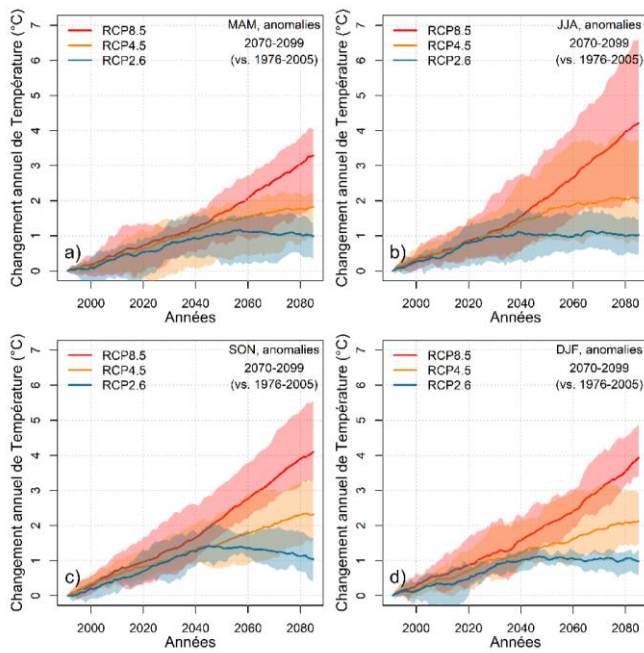


Figure 4.10 : Evolution des températures moyennes journalières par saison sur le bassin de la Moselle, relativement à la période 1976-2005. La tendance moyenne d'un ensemble de modèles est calculée à partir d'une moyenne glissante sur une fenêtre de 30 ans, pour chaque RCP, et est associée à une enveloppe de dispersion.

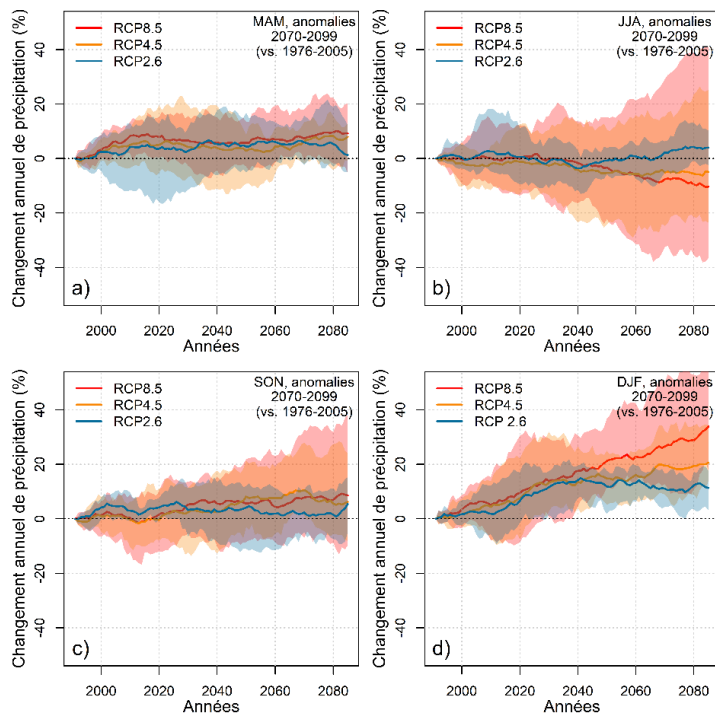


Figure 4.11 : Evolution des précipitations moyennes par saison sur le bassin de la Moselle, relativement à la période 1976-2005. La tendance moyenne d'un ensemble de modèles est calculée à partir d'une moyenne glissante sur une fenêtre de 30 ans, pour chaque RCP, et est associée à une enveloppe de dispersion.

### 4.3.3 Variabilité des projections climatiques

Pour analyser plus en détail la dispersion des projections climatiques en fonction des modèles utilisés, la Figure 4.12 présente l'ensemble des membres utilisés sur le bassin de la Moselle. Chaque point représente un couple GCM/RCM et chaque couleur représente un RCP utilisé pour la projection. Cela permet d'identifier la proportion de membres de l'ensemble qui projettent une intensification ou une diminution des précipitations selon le niveau de réchauffement. D'autre part, on peut établir des hypothèses de relation entre l'évolution des variables entre elles. Par exemple, une relation linéaire apparaît entre le niveau de réchauffement et l'augmentation des précipitations hivernales. Ainsi, les projections climatiques indiquent toute une forte augmentation des précipitations hivernales, notamment pour les RCP 4.5 et RCP 8.5. Dans une moindre mesure, le phénomène inverse est observé pour les mois d'été, avec une diminution des précipitations estivales pour la plupart des membres en fonction de l'anomalie de température calculée. En effet, si les projections de précipitation estivale issues du RCP 8.5 affichent les plus fortes diminutions de précipitation (jusqu'à -36.5 % avec le couple de modèles HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17), quelques simulations effectuées avec le RCP 8.5 montrent une forte augmentation des précipitations (jusqu'à +40.9 % avec le couple de modèles IPSL.CM5A.MR\_WRF381P). En revanche, aucune relation claire de ce type n'apparaît pour les mois de printemps et d'automne, présentant dans l'ensemble une augmentation des précipitations moyennes sur le bassin.

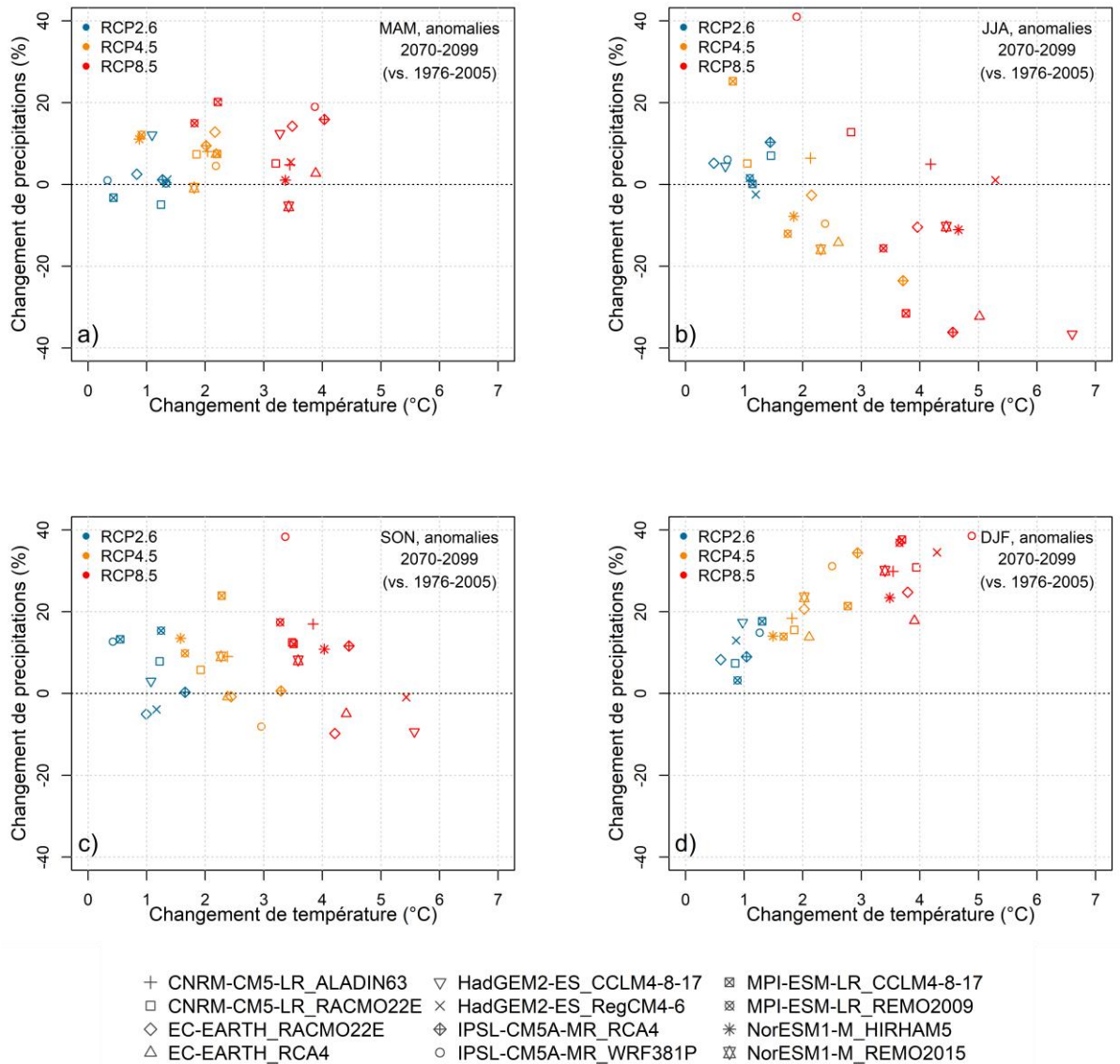


Figure 4.12 : Dispersion des projections climatiques par saison à l'horizon 2085

Afin d'analyser le changement des précipitations spatialement sur le bassin de la Moselle, la Figure 4.13 présente l'évolution spatiale des précipitations pour un scénario et une saison, à trois échéances temporelles différentes : 2030 (2016-2045), 2050 (2046-2065), et 2085 (2070-2099). Comme montré précédemment, les saisons automnales, hivernales, et printanières montrent en moyenne une augmentation des précipitations sur l'ensemble du territoire. Mais à y regarder de plus près, cette tendance est plus limitée sur la partie amont du bassin, dans les Vosges, que sur la partie aval de la Moselle. En ce qui concerne le changement de précipitations en été, la diminution est légèrement plus marquée sur les portions les plus en amont et les plus en aval du bassin. À l'inverse pour l'hiver, l'augmentation des précipitations est très marquée sur la portion centrale du bassin versant.

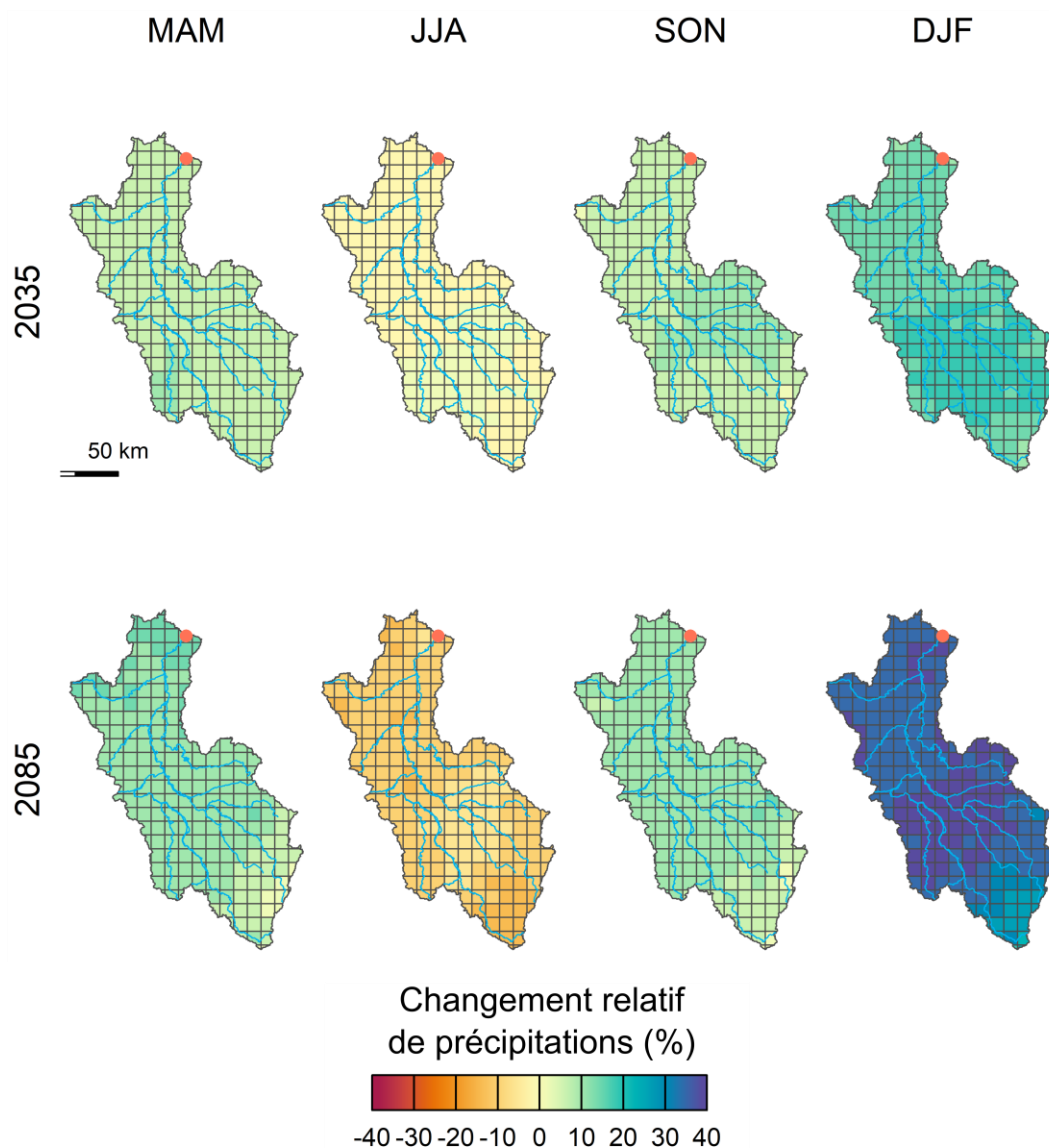


Figure 4.13 : Différence relative à la période de référence (1976-2005) des précipitations saisonnières moyennes pour l'ensemble des couples issues du RCP 8.5, à trois horizons temporels.

Après la présentation des impacts du changement climatique sur les températures et les précipitations saisonnières locales, ce sont à présent les changements socio-économiques représentés par des scénarios d'usage de l'eau qui vont être présentés.

#### 4.4 Scénarios d'évolution des usages de l'eau sur le bassin de la Moselle

L'importance de la ressource en eau pour assurer des besoins primaires ou comme support d'activités économiques justifie l'étude de la disponibilité de la ressource dans le futur sous l'influence du changement climatique. La disponibilité

de la ressource en eau dépend entre autres des conditions climatiques, mais aussi des systèmes socio-économiques et de la gestion. La forte incertitude sur l'évolution des sociétés dans le futur complexifie l'analyse de l'impact du changement climatique sur la ressource en eau et sa disponibilité pour les usages humains. C'est pourquoi, pour contourner cette difficulté, il est d'usage d'utiliser des scénarios. Ainsi, chaque scénario est une image alternative de la façon dont l'avenir peut se dérouler, et décrit un état plausible du monde futur (McCarthy & Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001). La construction de scénarios d'évolution du besoin en eau suit les étapes décrites dans le travail de Dong et al. (2013) : (1) définir la variable de ressource en eau étudiée, les variables explicatives retenues, le pas de temps et l'échelle spatiale ; (2) construire un scénario qui suit une logique précise et raconter l'évolution des variables explicatives ; et (3) quantifier les changements futurs des variables explicatives selon la logique de chaque scénario.

#### 4.4.1 Scénarios d'évolution des besoins en eau

Généralement, les scénarios reflètent des trajectoires socio-économiques contrastées, afin de rendre compte au mieux des incertitudes du développement futur. De plus, le spectre des possibles couverts permet ainsi d'investiguer la vulnérabilité du système vis-à-vis de trajectoires extrêmes. Dans cette thèse, on s'intéresse à la capacité du bassin versant à répondre aux besoins en eau des différents secteurs d'usage. On établit alors des scénarios de demande en eau futurs. Une distinction peut être faite entre deux types de scénarios, sur la base de la méthode de description du futur employée. D'un côté, des scénarios exploratoires (ou descriptifs) n'incluent pas de changement fort dans la gestion ou l'organisation du système. Par exemple, il peut s'agir d'une simple extrapolation des observations passées. D'un autre côté, les scénarios normatifs présentent une perspective future atteignable ou évitable par l'intermédiaire de certaines actions.

Les scénarios d'évolution du besoin en eau utilisent des hypothèses sur les variables socio-économiques explicatives. Ainsi, l'évolution de la population et de l'activité économique d'un territoire est systématiquement décrite quantitativement dans les scénarios. De plus, les scénarios peuvent inclure explicitement des changements qui reflètent des décisions institutionnelles, ou encore législatives, ce qui peut affecter le besoin en eau et donc la vulnérabilité d'un territoire. En outre, les valeurs et comportements sociaux peuvent être encouragés pour aider à s'adapter au changement climatique. Enfin, la possibilité d'amélioration technologique est à prendre en compte, des hypothèses quantitatives fortes peuvent établir un taux annuel d'amélioration technologique. Quatre types de scénarios ont été construits selon les principes énoncés précédemment pour l'étude de cas de la Moselle. Ces scénarios s'inspirent en partie de travaux déjà existants sur d'autres bassins et ont été établis en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, pour disposer de choix et

d'hypothèses de travail qui rendent compte de la connaissance et des besoins des gestionnaires :

- Un scénario tendanciel : ce scénario exploratoire projette des prélèvements en eau futurs à partir de tendances observées sur les données historiques, ou bien des scénarios d'évolution moyens pour les variables explicatives de certains usages.
- Un scénario écologique : ce scénario normatif projette des prélèvements en eau futurs à la baisse, en supposant une politique de développement durable et de préservation de l'environnement forte. Cela se manifeste par une forte incitation à la diminution des prélèvements en eau pour réduire l'impact humain sur les milieux aquatiques, mais aussi une amélioration de l'efficacité des technologies liées à l'eau. Ce scénario ambitieux dans la réduction de l'utilisation de la ressource en eau permet d'encadrer un faisceau de futurs possibles.
- Un scénario d'augmentation : ce scénario normatif projette des prélèvements en eau futurs à la hausse, en supposant une politique de réindustrialisation du territoire, ou encore l'augmentation de la population sur le bassin versant. Ce scénario extrême dans l'évolution des prélèvements permet aussi d'encadrer le faisceau des futurs possible, et peut servir de stress test pour la gestion du bassin versant. C'est en effet une estimation du « pire cas » possible dans la satisfaction du besoin en eau par rapport à la disponibilité.
- Un scénario constant : ce scénario projette les valeurs des prélèvements que l'on observe actuellement directement dans le futur, afin de tester la viabilité de la gestion actuelle du bassin de la Moselle en contexte de changement climatique.

Les études d'impact qui intègrent la gestion de la ressource en eau sont confrontées à la difficulté de produire une image crédible du futur. En effet, comme discuté précédemment, les facteurs inattendus (e.g. guerres) peuvent difficilement être pris en compte dans l'élaboration de scénarios. Ainsi, établir et étudier des stratégies d'adaptation se déroulant jusqu'à la fin du 21<sup>e</sup> siècle apparaît comme difficile. Il a donc été choisi de ne scénariser le futur que jusqu'à la moitié du 21<sup>e</sup> siècle, les besoins des usages postérieurs étant considérés comme constants.

#### 4.4.2 Modélisation du besoin en eau futur

Dans cette section, nous abordons, pour chaque usage, la modélisation des usages mise en œuvre, puis nous exposons comment les scénarios d'usages sont transposés en usages futurs. L'analyse de la performance de ces modèles d'usages sera évaluée dans le chapitre 5. Les scénarios affectent chaque usage de sorte que les

prélèvements théoriques futurs évoluent de façon contrastée selon la caractéristique du scénario.

#### 4.4.2.1 Evolution du besoin en eau potable

Modélisation de l'usage : Modéliser le besoin en eau potable peut reposer sur des fonctions complexes dépendant de différents facteurs (socio-économiques et climatiques) (e.g. Montginoul, 2013; Sauquet, 2015). Cependant, dans le cas d'un scénario sur le long terme du besoin en eau potable, l'usage de telles fonctions est difficile. En effet, les facteurs utilisés par ces fonctions socio-économiques ne sont pas scénarisés sur le long terme, et donc indisponibles sur les périodes futures étudiées. C'est pourquoi dans cette thèse les scénarios d'évolution du besoin en eau potable ont été établis par des méthodes simples via trois leviers : le coefficient de rendement du réseau, la démographie et le besoin unitaire (Équation 4.1, et Équation 4.2).

$$\text{Équation 4.1 : } BE_{futur} = \alpha * BE_{passé}$$

$$\text{Équation 4.2 : } Fuites_{futur} = (1 - C_r) * Prel.th_{futur}$$

$C_r$  : stratégie de réduction des fuites

$\alpha$  : dynamique de la population et besoin individuel

Évolution du coefficient de rendement : L'objectif d'amélioration du réseau d'alimentation d'eau potable, pour limiter les fuites, est un levier d'adaptation pour les gestionnaires de l'eau. En effet, la diminution des fuites du réseau AEP est une action concrète menée par les gestionnaires sur le bassin versant pour améliorer le rendement du réseau AEP et permettre de diminuer les prélèvements en eau. Le « décret fuite »<sup>5</sup> est une mesure incitative pour améliorer le rendement du réseau AEP par les collectivités en charge de l'approvisionnement en eau. Un objectif général a été fixé à 85 % de rendement (Équation 4.2), en dessous duquel une majoration du taux de redevance est appliquée aux collectivités en charge.

Évolution démographique sur le territoire : Cette variable est essentielle pour calculer l'évolution du besoin en AEP. A l'heure actuelle, la population du territoire est évaluée à 1.650.000 habitants. Grâce aux projections démographiques réalisées par l'INSEE<sup>6</sup> à l'échelle départementale, il est possible de calculer l'évolution de la population future sur le bassin versant de la Moselle (Figure 4.14). Un scénario dit central (moyen), et deux scénarios extrêmes (forte augmentation et forte diminution

---

<sup>5</sup> Décret n° 2012-97 du 27 janvier 2012 relatif à la définition d'un descriptif détaillé des réseaux des services publics de l'eau et de l'assainissement et d'un plan d'actions pour la réduction des pertes d'eau du réseau de distribution d'eau potable

<sup>6</sup> Source : [www.insee.fr/fr/statistiques/2859843](http://www.insee.fr/fr/statistiques/2859843) (consulté le 18/11/21)

de la population) sont disponibles. On fait l'hypothèse que l'évolution de la population est linéaire, et suit les coefficients moyens annuels déterminés par l'INSEE. On remarque que le scénario central présente une tendance à la baisse, qui est caractérisée par une baisse du solde naturel (Calzada et al., 2007).

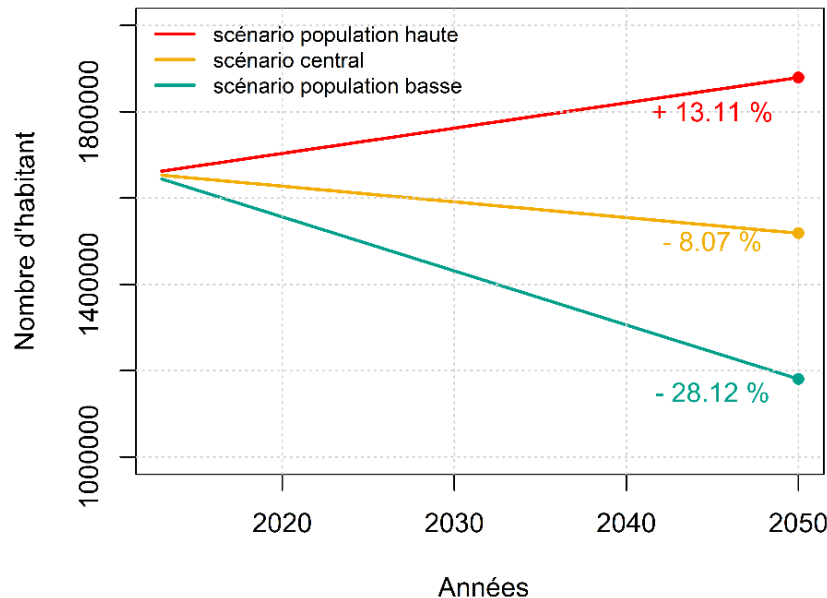


Figure 4.14 : Évolution de la population sur le bassin versant de la Moselle d'après les projections de l'INSEE. Le changement relatif par rapport aux observations historiques est inscrit pour chaque trajectoire.

**Evolution du besoin unitaire :** Ce besoin détermine quelle quantité d'eau est utilisée par personne. A l'heure actuelle, ce besoin est d'environ  $58.15 \text{ m}^3\text{an}^{-1}$  sur le bassin d'après les données. Dans l'avenir, nous ferons les hypothèses suivantes. Les scénarios croissance, fixe, et tendanciel prendront ce besoin unitaire comme constant pour les années à venir. Cette approche représente un scénario dans lequel les comportements individuels et les équipements des usagers ne changent pas. Le scénario écologique supposera une diminution du besoin unitaire en eau potable jusqu'à une valeur limite (extrapolation de la tendance présente jusqu'à 2030). La valeur limite est la consommation d'eau actuelle des pays européens, voisins avec une consommation d'eau domestique plus sobre, comme l'Allemagne, les Pays-Bas, ou le Luxembourg. Cela suppose un comportement plus économe des usagers vis-à-vis de la ressource, suite par exemple à une politique publique incitative et à l'amélioration des équipements électroménagers.

En combinant les 3 facteurs et leurs scénarios d'évolution possibles, nous obtenons différents scénarios alternatifs de besoins en eau potable. Les scénarios d'augmentation des besoins considèrent une population croissante, aucune amélioration du rendement, et pas de baisse du besoin individuel. Les scénarios tendanciel et écologique utilisent la projection médiane d'évolution de la population, qui diminue, et améliorent le rendement du réseau. Le scénario écologique considère



en plus que la baisse des besoins individuels observée se poursuive à l'horizon 2035, traduisant des comportements plus sobres. La Figure 4.15 présente les évolutions de besoins en eau pour l'AEP selon les quatre scénarios explorés. Comme attendu pour le scénario tendanciel, la diminution des prélèvements est modérée, car la population et le coefficient de rendement sont les seules variables qui évoluent. En revanche, dans le scénario écologique, les prélèvements diminuent fortement comme escompté, car aux deux précédentes variables s'ajoute la diminution induite par le changement de comportement pour atteindre l'objectif de sobriété fixé par le scénario écologique. Le scénario fixe présente un besoin en eau fixe, par définition. Le scénario de croissance montre une augmentation des besoins portée par la croissance démographique.

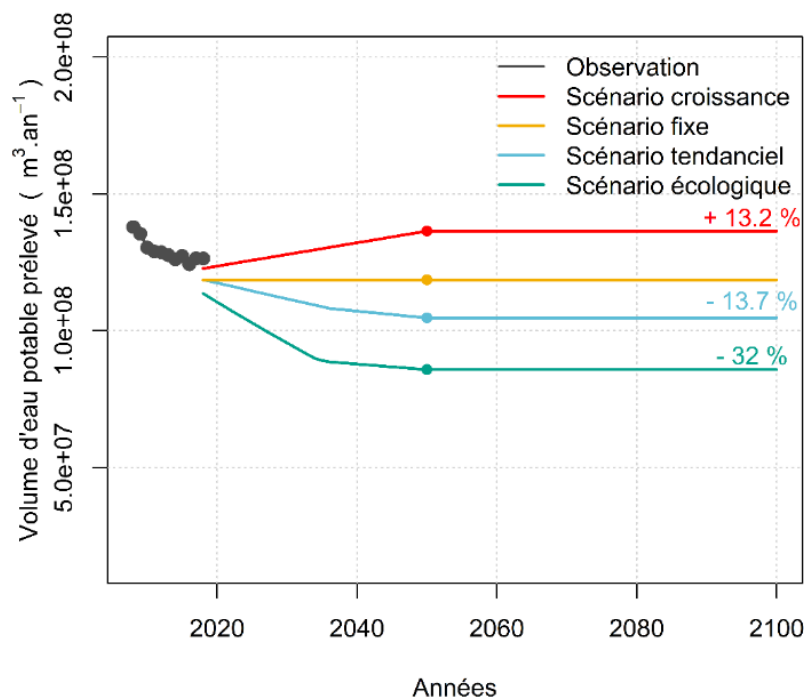


Figure 4.15 : Évolution du besoin en eau potable pour les différents scénarios utilisés. Projections calculées jusqu'en 2050, puis considérées comme constantes jusqu'en 2100. Le changement relatif par rapport aux observations historiques est inscrit pour chaque trajectoire.

#### 4.4.2.2 Evolution du besoin en eau pour le secteur industriel

Modélisation de l'usage : Pour le secteur industriel, les variables explicatives utilisées couramment dans les études d'impact sont le taux de production des différentes entreprises, un coefficient de consommation unitaire propre aux branches d'activités économiques, ou encore le nombre d'emplois et la croissance économique des branches (Rinaudo, 2015). Cependant, toutes ces variables ne sont pas disponibles pour le bassin de la Moselle. Par conséquent, on utilisera des scénarios qualitatifs et des références bibliographiques pour établir les évolutions du

besoin en eaux pour le secteur industriel selon les différents scénarios, plutôt qu'une réelle modélisation.

Evolution de l'usage : Tout d'abord, l'étude SOCLIM (Liziard et al., 2020), qui s'est notamment intéressée à la gestion de l'eau sur la région Rhin-Meuse en contexte de changement climatique, a souligné la difficulté d'établir des projections au long terme des activités industrielles, et donc de leurs prélèvements en eau. Des scénarios qualitatifs sur l'évolution de l'industrie en France existent, et ont été produits par la RTE dans le cadre d'une prospection des besoins énergétiques futur pour l'industrie<sup>7</sup>. Deux trajectoires différentes ressortent pour l'horizon 2050 : une trajectoire tendancielle, qui voit se poursuivre la désindustrialisation, et une trajectoire de réindustrialisation, conduisant à une croissance soutenue des différentes branches industrielles du pays. Pour maintenir la cohérence dans le narratif de cette thèse, et le contraste entre chaque scénario, le scénario de croissance est associé à la trajectoire de réindustrialisation, et permet de retrouver le niveau de production industriel d'avant-crise. Pour le scénario fixe, on considère que les prélèvements observés sur la période historique sont constants dans le futur, tandis que pour les scénarios tendanciel et écologique on considère une décroissance des prélèvements. Néanmoins, les secteurs industriels n'ont pas tous la même sensibilité à la désindustrialisation. Les secteurs de la chimie et pharmaceutique montrent une meilleure dynamique par exemple, contrairement aux secteurs de la métallurgie ou de la sidérurgie qui montrent une plus grande fragilité. Dans cette thèse, seul le changement dû à une amélioration des processus industriels est pris en compte dans le scénario tendanciel et écologique. On considère donc que les entreprises présentes historiquement sur le bassin le resteront dans le futur et que leurs productions resteront stables. C'est une hypothèse de travail forte, mais qui nous permet de conserver les points de prélèvement industriels actuels sur le bassin versant dans le futur. Pour cela, les résultats des travaux de Fujimori et al (2017), qui ont mis en évidence différentes trajectoires d'évolution des prélèvements industriels en fonction de l'investissement réalisé pour améliorer les technologies liées à l'eau dans l'industrie, sont utilisés. Ainsi, dans un scénario très volontariste pour réduire son empreinte, la société réalise de forts investissements pour réduire de 1,1 % chaque année les prélèvements en eau des industriels, ce qui est compatible avec le scénario écologique. Dans un scénario médian, les auteurs ont estimé une diminution de 0.55 % des prélèvements chaque année. Les hypothèses socio-économiques décrites dans les narratifs servent à la construction des scénarios d'évolution du besoin en eau selon Équation 4.3 :

$$\text{Équation 4.3 : } BE_{\text{futur}} = \alpha * BE_{\text{passé}}$$

Fuites  $\approx 0$

---

<sup>7</sup> Source : [https://www.concerte.fr/system/files/u12200/2021-03-19-Document-concertation-GT\\_reindustrialisation\\_hors%20annexes-min.pdf](https://www.concerte.fr/system/files/u12200/2021-03-19-Document-concertation-GT_reindustrialisation_hors%20annexes-min.pdf) (Consulté le 15/12/21)

$\alpha$  : efficacité processus, réindustrialisation.

La Figure 4.16 montre les trajectoires d'évolution des prélèvements industriels pour chaque scénario ainsi obtenu. La scénarisation est faite à l'horizon 2050, ensuite les prélèvements sont considérés constants jusqu'en 2100. Pour le scénario de croissance on considère une augmentation linéaire des prélèvements pour revenir au niveau de prélèvement de 2010 (ce qui se traduit par une augmentation de +15,2 % par rapport à 2018). Pour le scénario tendanciel, on a tenu compte de l'amélioration technologique médiane, qui conduit à une diminution de -16,2 % à l'horizon 2050. Enfin, pour le scénario écologique, c'est une économie importante dans l'utilisation de l'eau par les industriels qui est considérée et qui conduit à diminution de -27,5 % de prélèvement en eau à l'horizon 2050.

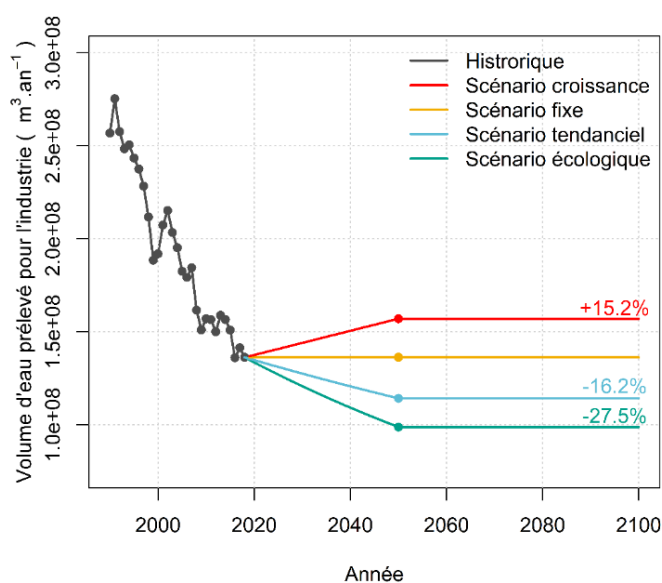


Figure 4.16 : Évolution du besoin en eau pour l'industrie pour les différents scénarios utilisés. Projections calculées jusqu'en 2050, puis considérées comme constantes jusqu'en 2100. Le changement relatif par rapport aux observations historiques est inscrit pour chaque trajectoire.

#### 4.4.2.3 Evolution du besoin en eau pour le secteur de l'énergie

L'évolution de la production électrique sur le bassin versant de la Moselle détermine l'évolution du besoin en eau pour le secteur de l'énergie. Les décisions de prolongation d'exploitation des réacteurs au-delà de 2040 n'ont pas encore été décidées. Ainsi, le rapport de la RTE<sup>8</sup> sur la future production d'énergie en France a établi différents scénarios de production à l'horizon 2050. Par exemple, le scénario M0 prévoit 100 % d'énergie renouvelable (EnR) en 2050, et donc 0 % d'énergie nucléaire. Ce scénario repose donc sur un abandon accéléré du nucléaire à l'échelle nationale d'ici à 2050. Compte tenu de l'âge de la centrale, cela engendrerait la fin

<sup>8</sup> Source : [https://assets.rte-france.com/prod/public/2021-10/Futurs-Energetiques-2050-principaux-resultats\\_0.pdf](https://assets.rte-france.com/prod/public/2021-10/Futurs-Energetiques-2050-principaux-resultats_0.pdf) (consulté le 23/11/21)

progressive des prélèvements en eau pour le refroidissement, donc la fin d'un usage entre 2030 et 2040. Cependant, les conditions et prérequis en matière de faisabilité technique pour réaliser ce scénario sont associés à de fortes incertitudes. Néanmoins, cette trajectoire indiquant une production d'énergie bas carbone et 100% renouvelable est en parfait accord avec le scénario écologique. Les autres scénarios conjuguent tous l'énergie nucléaire et les énergies renouvelables. Une part de production nucléaire historique est toujours présente, et diminue progressivement pour s'arrêter à l'horizon 2040-2050. Enfin, un scénario plus extrême (N03) fait l'hypothèse d'une production électrique qui s'appuiera sur de nouveaux réacteurs nucléaires, et un allongement de la durée d'exploitation des réacteurs existants. Le scénario N03 de la RTE peut être associé au scénario de croissance pour les futurs prélèvements en eau. Ainsi, dans le cadre d'une fermeture des réacteurs décalée, les prélèvements en eau du secteur de l'énergie nucléaire cesseraient à l'horizon 2050-2060. L'usage de la ressource en eau actuelle pour la production d'énergie nucléaire est supposée continue dans le futur (Équation 4.4) jusqu'à une échéance propre au scénario choisi. Pour tous les scénarios, les prélèvements moyens actuels seront considérés constants dans le futur, c'est la période de fermeture qui changera d'un scénario à l'autre. La fermeture est supposée progressive, et le nombre de tranches en services diminue de moitié, au milieu de l'échéance prévue.

Fuites  $\approx 0$

Evaporation futur = Evaporation passée

$$\text{Équation 4.4 : } BE_{\text{futur}} = BE_{\text{passé}}$$

Selon le nombre de tranches en service

#### 4.4.2.4 Evolution du besoin en eau pour l'alimentation des canaux de navigation

Modélisation de l'usage : L'alimentation des canaux doit obéir à un minimum, pour garantir l'intégrité structurelle des ouvrages hydrauliques, et un bon état écologique (réseau de trames bleues). De plus, au vu des évolutions climatiques et environnementale, la gestion quantitative de la ressource eau superficielle à destination de la navigation sur les canaux de Moselle impose une gestion maîtrisée des prélèvements en eau.

Évolution de l'usage : La faible représentation de cet usage dans la littérature ne permet pas de retrouver des scénarios d'évolution transférables. Les données disponibles et leur résolution temporelle ne permettent pas non plus de déterminer une relation statistique robuste avec les variations climatiques observées et les prélèvements. L'utilisation pour les prélèvements futurs des volumes de prélèvements actuellement réalisés par VNF en été est une hypothèse de travail

acceptable pour inclure cet usage dans notre étude d'impact du changement climatique.

## Conclusion

Ce chapitre 4 a permis de présenter le bassin versant de la Moselle, les usages et les données d'usage de l'eau associées aux différents secteurs d'activités. Nous avons pu déterminer la pression anthropique exercée sur la ressource en eau superficielle actuellement, et caractériser les données disponibles selon chaque secteur d'usage. L'analyse d'un ensemble de 30 couples de projections climatiques, issues de différents scénarios d'émission de gaz à effet de serre, a permis de montrer les conséquences du changement climatique sur les températures et les précipitations du bassin de la Moselle. Malgré l'importance des incertitudes qui pèsent sur les projections climatiques, une diminution moyenne des précipitations estivales et une augmentation moyenne de la température préfigurent des difficultés à venir sur la gestion en eau. Enfin, des hypothèses d'évolution de la société ont été formulées pour élaborer des trajectoires d'évolution de l'utilisation de la ressource en eau, afin d'étudier la vulnérabilité future du territoire.

Le développement de modèles d'usage de l'eau et l'analyse des forçages climatiques et anthropiques sont nécessaires pour tenir compte de l'évolution des influences humaines avec le changement climatique sur le besoin et la disponibilité de la ressource en eau future. Certains choix méthodologiques et des hypothèses de travail limitent la portée des résultats. Dans l'ordre, il y a d'abord la représentativité du sous-ensemble de projections climatiques utilisées dans l'étude par rapport à l'ensemble de projection climatiques existantes. Ensuite, la difficulté d'interprétation des données relatives aux usages de l'eau est prépondérante. D'une part la résolution temporelle des prélèvements est limitée, le pas de temps annuel étant grossier dans le cadre d'un travail de modélisation hydrologique, où les données de débits sont au pas de temps journalier. D'autre part, la période historique couverte, n'a pas la même cohérence et la même qualité d'un usage à un autre. Enfin, si aujourd'hui l'irrigation n'est pas développée sur le bassin versant de la Moselle, les projections climatiques de certains ensembles sont préoccupantes, et peuvent laisser à penser un possible recours à l'irrigation sur le territoire, pour maintenir le rendement et les exploitations agricoles existants. Dans ce travail, pour simplifier la modélisation l'émergence de l'irrigation ne sera pas explorée. Les simplifications et les approximations faites sur les scénarios d'usage de la ressource en eau ont des conséquences directes sur les résultats des calculs de satisfaction du besoin en eau.

# Chapitre 5 Mise en place de la modélisation hydrologique intégrant les usages de l'eau au temps présent

## Préambule

Ce chapitre a pour but de présenter le modèle hydrologique utilisé, sa mise en place et son évaluation. La première partie est une description du modèle hydrologique GR6J, comprenant un rapide historique sur le développement du modèle, son fonctionnement, ses avantages et ses limites et son application de manière semi-distribuée. La deuxième partie du chapitre aborde la conceptualisation des influences humaines dans le modèle hydrologique et les hypothèses faites sur le module de gestion de la ressource couplé au modèle hydrologique. Puisque le modèle hydrologique intégrant les usages de l'eau sera l'outil de simulation des projections hydrologiques en contexte de changement climatique, une étape de calage est nécessaire pour faire correspondre au mieux les simulations aux observations sur le temps présent, et sera suivie d'une étape d'évaluation pour vérifier la robustesse des simulations. La performance des débits simulés sera ensuite évaluée sur des critères spécifiques aux périodes d'étiage, compte tenu des objectifs de modélisation.

## Introduction

L'amélioration de la modélisation hydrologique comme outil prospectif pour évaluer l'impact du changement climatique sur la ressource en eau et ses usages est un des objectifs de recherche de cette thèse. Les débits observés et communément utilisés pour la modélisation hydrologique ne reflètent pas le cycle naturel de l'eau, mais plutôt un cycle anthropisé, c'est-à-dire qui intègre les usages humains. C'est pourquoi l'approche « classique » de modélisation, qui ne représente pas ces usages, présente des limites dans le cadre d'une application en contexte de changement climatique. Il apparaît donc nécessaire d'essayer d'améliorer la prise en compte des usages de l'eau par les modèles hydrologiques conceptuels pour améliorer leurs simulations et les conclusions à en tirer. En effet, la prise en compte par les modèles hydrologiques des prélèvements humains et de la gestion quantitative de la ressource en eau permettrait aux gestionnaires de mieux s'approprier les résultats de ces travaux prospectifs, pour mener des actions d'adaptation au changement climatique.

Dans la modélisation hydrologique, l'étape de calage (ou optimisation des paramètres) permet d'adapter la structure du modèle au cas d'étude. Néanmoins, le calage est sensible à d'éventuelles erreurs des données d'entrée. Par ailleurs, si les prélèvements humains ou encore la gestion des ouvrages hydrauliques ne sont pas explicités dans la modélisation hydrologique, les valeurs de paramètres estimées peuvent être amenées à compenser les usages de l'eau, ne représentant ainsi plus un comportement naturel de bassin versant. Ces actions humaines sur l'eau étant de plus changeantes, il est important de les expliciter.

En outre, les enjeux quantitatifs sur la ressource en eau restent capitaux dans les réflexions sur les stratégies d'adaptation au changement climatique. La gestion des différents usages de l'eau devient problématique en période d'étiage, là où la ressource est moins disponible que le reste de l'année. La bonne représentation des étiages par les modèles est donc capitale. Un axe d'amélioration des modèles hydrologiques dans la représentation des étiages est justement l'intégration des prélèvements dans les cours d'eau, la gestion des réservoirs, mais aussi les mesures de restriction (Veldkamp et al. 2018). Toutes ces actions ont une influence forte sur les débits d'étiage. Il existe d'ores et déjà des modèles hydrologiques globaux (dans le sens appliqués à grande échelle) qui incluent ces processus anthropiques, par exemple WaterGAP (Flörke et al. 2013) ou encore PCR-GLOBWB (Wada, Wisser, et Bierkens 2014), qui sont utilisés comme modèles d'impact du changement climatique. Dans le cadre d'une étude régionale, ces modèles restent néanmoins trop grossiers. Cependant, il existe quelques modèles hydrologiques à des échelles plus fines qui intègrent des usages de l'eau et l'influence des ouvrages : c'est le cas par exemple du modèle régional J2000-Rhône (Branger et al. 2016), mais aussi du modèle WEAP (Yates et al. 2005). Le développement de modèle hydrologique à une échelle régionale, intégrant explicitement les influences humaines, est toujours une problématique de recherche (e.g Bellin et al. 2016), et un outil nécessaire pour étudier l'impact du changement climatique sur les ressource en eau (e.g Collet et al. 2014; Kirby et al. 2013; Ravazzani et al. 2015; Sauquet et al. 2016).

Le chapitre commencera par présenter le modèle hydrologique utilisé dans la thèse. Puis, la modélisation des différents usages sera décrite, ainsi que la transposition des règles de gestion dans le modèle couplé et la transposition des scénarios futurs dans les modèles d'usages. Enfin, une comparaison de la robustesse et de la performance du modèle hydrologique avec et sans les influences humaines sera présentée, notamment sur les bas débits.

## **5.1 La modélisation hydrologique**

### **5.1.1 Présentation du modèle hydrologique GR6J**

Le modèle pluie-débit GR6J (Génie Rural à 6 paramètres Journalier) a été choisi pour simuler le débit au pas de temps journalier. Il s'agit d'un modèle pluie-débit empirique global. Cette version à 6 paramètres de GR, développée par Pushpalatha et

al. (2011), est connue pour sa bonne performance dans la représentation des étiages. En effet, elle résulte d'évolutions successives du modèle GR pour mieux représenter la complexité des systèmes hydrologiques. Ainsi, la version à 4 paramètres (GR4J) initialement développée (Perrin, Michel, et Andréassian 2003) comporte une fonction de production qui permet de déterminer la pluie nette (i.e. la part de la pluie qui se transforme en débit) et une fonction de transfert qui permet de représenter la dynamique des écoulements en surface au sein du bassin versant. Par ailleurs, GR4J permet une représentation des échanges souterrains interbassins. Ce modèle a ensuite été modifié par Le Moine (2008) en proposant une version à 5 paramètres (GR5J), qui comporte une fonction représentant les échanges souterrains interbassins de manière plus fine. Enfin, Pushpalatha et al. (2011) ont ajouté dans une version à 6 paramètres du modèle un réservoir exponentiel pour simuler efficacement de longues périodes de diminution des eaux. La structure du modèle GR6J est présentée sur la Figure 5.1.

La simulation des débits par le modèle conceptuel GR6J repose sur des paramètres, décrits ci-dessous, qui doivent être déterminés via une optimisation. Ces paramètres ne possèdent pas forcément de sens physique, mais représentent néanmoins des caractéristiques du bassin versant. Le réservoir de production contrôle la fonction de production et a pour capacité maximale  $X1$  (en mm). Le niveau du réservoir ( $S$ ) change en fonction de la pluie nette ( $P_n$ ), déduite de la pluie ( $P$ ) réduite par un réservoir d'interception de capacité nulle, et de l'évapotranspiration nette ( $E_n$ ). La quantité de pluie alimentant le réservoir de production ( $P_s$ ) dépend directement de l'état du réservoir, ce qui affecte la contribution à l'écoulement. Le paramètre  $X1$  contrôle donc deux flux hydrologiques menant directement à un débit, à savoir la percolation ( $Perc$ ) depuis le réservoir de production et une fraction de la pluie nette ( $P_n - P_s$ ), dont la somme vaut  $P_r$ .  $P_r$  transite ensuite par deux hydrogrammes unitaires, qui ont pour rôle de répartir dans le temps ce flux d'eau. D'un part, 90 % de  $P_r$  transite par l'hydrogramme unitaire 1 (UH1), dont le temps de base est le paramètre  $X4$ , ce qui est assimilable à un écoulement lent, et alimente le réservoir de routage. D'autre part, 10 % de  $P_r$  transite par l'hydrogramme unitaire 2 (UH2), avec un temps de base égal à  $2 \times X4$ , ce qui est assimilable alors à un écoulement rapide. Le réservoir de routage est alimenté par 60 % du flux  $Q9$ . Le flux de sortie du réservoir de routage est fonction de  $X3$  (en mm), sa capacité maximale à un jour, mais aussi de  $X2$  (en  $mm \cdot j^{-1}$ ) et  $X5$  (sans unité). Ces deux paramètres viennent contrôler les échanges souterrains interbassins ;  $X2$  indique l'intensité et  $X5$  est un seuil lié au remplissage du réservoir de routage qui vient déterminer le sens de l'échange souterrain (gain ou perte d'eau). Ces échanges viennent à la fois s'ajouter ou se soustraire à l'eau présente dans le réservoir de routage, mais aussi au flux sortant de l'hydrogramme unitaire UH2. Selon le signe du paramètre  $X2$  l'échange se fait au bénéfice ou au détriment de l'écoulement de surface. Enfin, un réservoir exponentiel, alimenté par 40 % du flux  $Q9$ , est fonction de  $X6$  (en mm) son coefficient de vidange. Les flux sortant du réservoir de routage, du réservoir de production et de



l'hydrogramme unitaire UH2 composent le débit total  $Q$  (en  $\text{mm}\cdot\text{j}^{-1}$ ). Le module d'accumulation et de fonte de la neige CemaNeige a été utilisé avec ses paramètres fixés à 0.9 pour l'inertie thermique (sans unité) et 2.3 pour le facteur de fonte ( $\text{mm}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ )

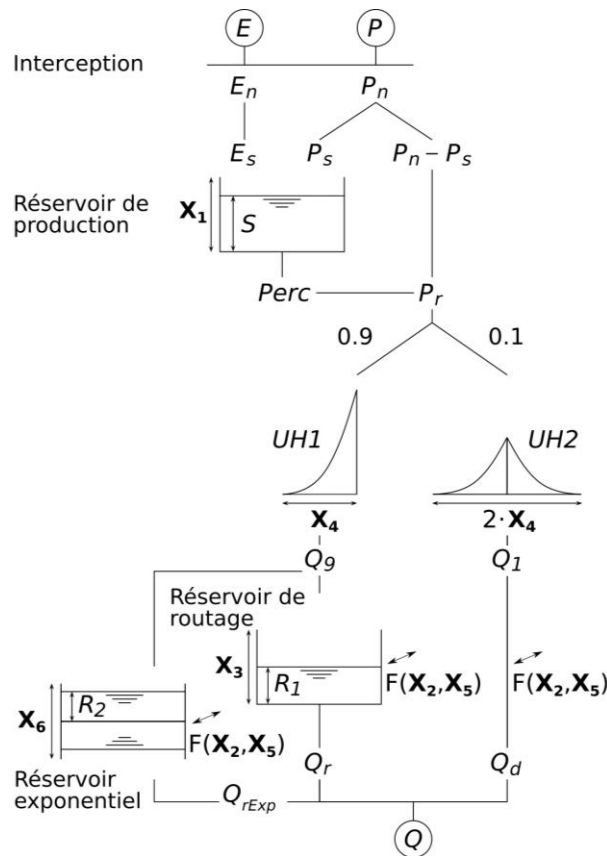


Figure 5.1: Schéma du modèle hydrologique GR6J, Pushpalatha (2011).

L'avantage de GR6J dans notre travail de recherche est qu'il reproduit très bien les débits observés, et notamment les bas débits (Pushpalatha et al., 2011). C'est pourquoi il est régulièrement utilisé à des fins de prévision des bas débits (cf la plateforme PREMHYCE, Tilmant et al., 2020).

Néanmoins, ce modèle, comme tout modèle, présente aussi des limites. Notamment, comme le modèle GR6J est global, les débits simulés le sont uniquement à l'exutoire du bassin versant. Cela signifie que l'on n'a pas accès à la répartition des ressources en eau en différents points du bassin. Le modèle ne tient pas compte de l'hétérogénéité des précipitations du bassin, puisque les précipitations journalières moyennées sur le bassin sont utilisées comme entrée du modèle. De plus, la prise en compte des influences humaines dans le modèle, comme les barrages ou les retenues, est possible mais laborieuse (Payan et al. 2008). Pour la suite, c'est la version semi-distribuée du modèle GR6J (GR6J-SD) qui sera utilisée. Ce point sera détaillé dans la section suivante. Le modèle hydrologique n'inclut pas de représentation du

compartiment hydrogéologique, et donc ne permet pas la prise en compte des réserves d'eau souterraines.

Enfin, comme tout modèle, une autre limite de GR6J est son utilisation en contexte non-stationnaire (Thirel et al., 2015), dans le cadre d'une étude d'impact du changement climatique. Le modèle ne certifie pas une simulation performante et robuste sur une période avec un forçage non-stationnaire. Aussi, dans un contexte futur et inconnu, le jeu de paramètres optimisés peut ne pas être suffisamment robuste selon l'ampleur du changement climatique, mais aussi selon l'influence des usages présents de l'eau sur les débits, implicitement compris dans les jeux de paramètres, dont on ne connaît pas l'évolution. Les deux premières limitations (la spatialisation et la prise en compte des usages de l'eau) seront abordées dans la sous-section suivante grâce à un nouvel outil. La troisième limitation (robustesse des calages) sera abordée plus tard (section 5.3) grâce à la mise en place de calages-contrôles.

### 5.1.2 Le modèle GR6J semi-distribué

Pour passer d'une approche globale à une approche semi-distribuée, le bassin versant est discrétisé en plusieurs sous-unités, des sous-bassins versants, à partir d'un modèle numérique de terrain et des stations hydrométriques. Cette approche de la modélisation hydrologique permet d'inclure l'hétérogénéité spatiale des forçages climatiques dans le modèle, et de fournir des simulations du débit sur plusieurs points du bassin versant.

Pour la version semi-distribuée du modèle GR6J (GR6J-SD), il faut assurer le transfert du débit modélisé en amont vers un bassin aval, avec un temps de retard. Pour cela, une fonction de premier ordre de type « lag » (retard) est utilisée pour assurer le routage entre les bassins versants (Lobligeois et al., 2013). Le modèle hydrologique GR6J-SD utilise donc la longueur hydraulique, qui est estimée pour chaque sous-bassin versant à partir de la longueur du cours d'eau entre la station amont et l'exutoire, et la célérité ( $m.s^{-1}$ ), qui est un paramètre à optimiser en même temps que les six autres paramètres de GR6J. Dans la configuration semi-distribuée, le débit simulé par le modèle à une station devient la somme des débits des stations amonts ajoutée à  $QR_{exp}$ ,  $Q_d$ , et  $Q_r$  avec un temps de retard.

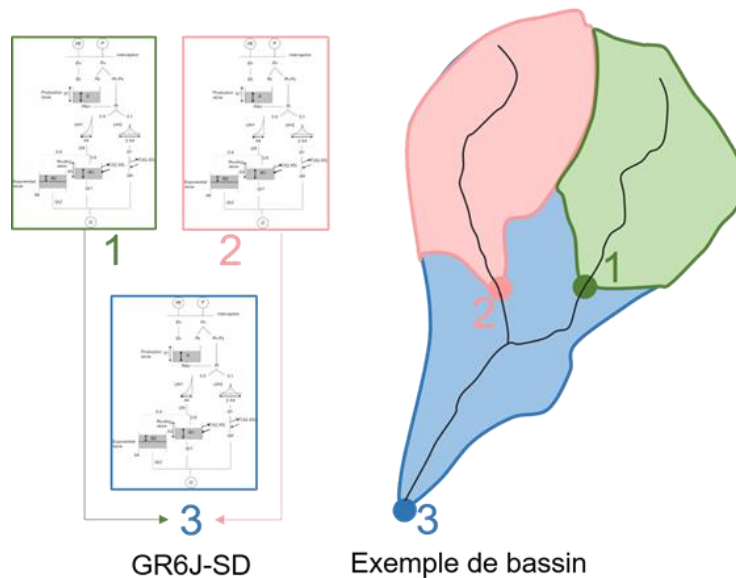


Figure 5.2 : Représentation schématique du modèle hydrologique GR6J en semi-distribution.

Les stations de jaugeage choisies pour la modélisation hydrologique sont les exutoires des sous-bassins versants, et servent au calage du modèle. En outre, le nombre de stations hydrométriques utilisé dans le modèle permet de disposer d'un maillage du bassin versant suffisant (c.f. Figure 4.2). Dans le cas présent, en augmenter leur nombre n'apporterait pas nécessairement d'informations supplémentaires et allongerait le temps de simulation. De plus, les entrées météorologiques sont moyennées sur la surface des sous-bassins versant intermédiaire, et permettent de tenir compte du gradient de précipitation et de température du bassin de la Moselle (c.f. Figure 4.13).

### 5.1.3 Mise en place d'une stratégie d'évaluation du modèle

#### 5.1.3.1 Protocole de calage

Le calage du modèle GR6J-SD (Semi-Distribué) se fait sur l'ensemble des sous-bassins versants, en commençant par les bassins versants de tête, puis intermédiaires, jusqu'à l'exutoire de la Moselle à Perl. Il existe une multitude d'options pour le calage, qui dépendent des objectifs de modélisation. Pour bien représenter les bas débits, il est très fréquent d'utiliser le NSE (Nash et Sutcliffe 1970) sur le log des débits (Merz et al., 2011; Mockler et al., 2016; Vaze et al., 2010), mais cette fonction objectif représente mal le module et les variations dans le régime hydrologique moyen. Les alternatives possibles sont par exemple d'utiliser des fonctions de coût composées. Garcia et al. (2017) recommandent l'emploi de la moyenne du KGE (Gupta et al. 2009) sur les débits et du KGE sur l'inverse de débits, ou encore l'emploi du KGE avec une transformation Box-Cox (Équation 5.1 de Santos et al., 2018). C'est cette dernière fonction de coût qui a été retenue pour le calage. Un KGE égal à 1 indique une parfaite correspondance entre les débits simulés et

observés, et plus la valeur du KGE est faible, moins la performance du modèle est bonne. La transformation de Box-Cox des débits est réalisée avec l'équation de Santos et al. (2018), pour éviter des problèmes d'instabilités.

$$\text{Équation 5.1 : } f(Q) = \frac{Q - (0.01\mu_0)^\lambda}{\lambda}$$

Avec : Q le débit,  $\mu_0$  la moyenne des observations, et lambda un paramètre = 0.25

De plus, une méthode de régularisation (Lavenne et al., 2019) a été utilisée pour déterminer les paramètres du modèle semi-distribué. En effet, le calage des paramètres d'une modélisation semi-distribuée est susceptible de mener certains paramètres à prendre des valeurs aberrantes. Concernant les bassins versants intermédiaires, l'apport des bassins versants amont devient prépondérant par rapport à la réponse hydrologique sur ces bassins versants intermédiaires. Cela entraîne une insensibilité de certains paramètres et donc des valeurs prises qui peuvent devenir extrêmes. La méthode de régularisation permet un calage plus cohérent spatialement en ajoutant une contrainte sur les valeurs de paramètres pour rester proche d'une valeur de référence, qui est celle du sous-bassin amont par exemple. Lavenne et al. (2019) ont montré que la régularisation menait à une meilleure performance sur les bassins versants non jaugés ainsi qu'à une limitation des valeurs de paramètres extrêmes.

### 5.1.3.2 Procédure de contrôle des performances du modèle

On attend d'un modèle que les valeurs de ses paramètres obtenues sur une période donnée soient transférables sur une autre période tout en donnant des performances raisonnables. Afin d'évaluer cela, on s'appuie sur la méthode du split-sample test (Klemeš, 1986). Ainsi, la période couverte par les données climatiques et d'usage de l'eau, qui couvre 2008 à 2018, a été divisée en deux parties d'égale longueur. Une première période est utilisée pour déterminer un jeu de paramètre optimal (période de calage), quant à l'autre, elle sert à évaluer la transférabilité du jeu de paramètres sur une autre période avec des conditions climatiques différentes (période dite de contrôle ou d'évaluation).

### 5.1.3.3 Critères d'évaluation des simulations en période d'étiage

Bien simuler les étiages est essentiel pour représenter correctement la gestion de la ressource en eau, il convient donc d'évaluer la qualité des simulations sur différents indicateurs d'étiages. Les périodes d'étiage sont caractérisées par leur sévérité (le déficit quantitatif du cours d'eau), leur durée et leur date d'occurrence (date de début et/ou fin de l'étiage). Il est possible d'analyser l'évolution et la représentation de chacune des caractéristiques des étiages avec des indicateurs hydrologiques (Tableau 5.1). La sévérité de l'étiage est estimée à partir d'une valeur seuil appartenant à la courbe des débits classés, généralement dépassée entre 80 % et

95 % du temps. Les gestionnaires de l'eau utilisent aussi des indicateurs plus intégratifs comme le VCN (volume consécutif minimal). Il représente le débit minimum d'étiage sur des jours consécutifs, par exemple le VCN3 (sur 3 jours). Une fois le seuil fixé, il est possible de calculer la durée de l'étiage comme étant le nombre de jours passés sous le seuil, mais aussi la date de franchissement du seuil (e.g Nicolle et al., 2014).

Tableau 5.1 : Indicateurs de performance des simulations hydrologiques sur les bas débits

Critère	Équations	Caractéristique
Rapport des VCN3	$RVCN = \frac{VCN3_{sim}}{VCN3_{obs}}$	Sévérité
Rapport des volumes de déficit en étiage	$RVDE = \frac{\sum(Q_{seuil} - Q_{sim})}{\sum(Q_{seuil} - Q_{obs})}$	Sévérité
Rapport du nombre de jours d'étiage	$RDE = \frac{Nb \cdot J_{e_{sim}}}{Nb \cdot J_{e_{obs}}}$	Durée
Rapport date de début d'étiage	$RDdbt = \frac{JJ_{dbt_{sim}}}{JJ_{dbt_{obs}}}$	Saisonnalité et Durée
Rapport date de fin d'étiage	$RDfin = \frac{JJ_{fin_{sim}}}{JJ_{fin_{obs}}}$	Saisonnalité et Durée
Rapport des quantiles	$RQtil = \frac{Q_{til_{sim}}}{Q_{til_{obs}}}$	Sévérité

Sur le bassin de la Moselle, le VCN3 est utilisé pour définir des niveaux de restriction des usages de la ressource. En effet, les valeurs de VCN3 calculées sont comparées à des seuils déterminés grâce à des valeurs historiques du VCN3 à des périodes de retour différentes, pour caractériser divers degrés de sévérité de l'étiage. Une analyse de la capacité du modèle à reproduire correctement le niveau d'alerte sécheresse sur le bassin de la Moselle sera réalisée. Pour évaluer la capacité du modèle à reproduire correctement ces seuils d'alerte, une table de contingence a été utilisée. Elle se base sur le type de table de contingence utilisée par les prévisionnistes de crue, mais adaptée sur les étiages (e.g Sauquet et al., 2019), en répertoriant les détections, les fausses alertes, les alertes manquées (

). Des critères intégratifs basés sur cette table de contingence sont ensuite calculés (

Tableau 5.3). Concernant le taux de détection (POD) et l'indice de succès critique (CSI), plus ces scores sont élevés, plus le modèle est performant. À l'inverse, le taux de fausse alerte (FAR), et d'alerte manquée (MR) doivent être proches de zéro pour que le modèle soit fiable.

Tableau 5.2 : Table de contingence

Critère	Équation
CSI	$\frac{\text{Alerte correcte}}{\text{Alerte correcte} + \text{Alerte manquée} + \text{Fausse alerte}}$
POD	$\frac{\text{Alerte correcte}}{\text{Alerte correcte} + \text{Alerte manquée}}$
FAR	$\frac{\text{Fausse alerte}}{\text{Fausse alerte} + \text{Alerte correcte}}$
MR	$\frac{\text{Alerte manquée}}{\text{Alerte manquée} + \text{Alerte correcte}}$

Tableau 5.3 : Equations des critères d'évaluation du système d'alerte.

	Alerte observée	Absence d'alerte observée
Alerte simulée	Alerte correcte	Fausse alerte
Absence d'alerte simulée	Alerte manquée	Absence correcte

Tableau 5.4 : Valeurs des seuils des débits des stations de suivis des étiages de la DRELA Grand-Est

Code HYDRO	Rivière	Site de mesure	Vigilance (m3/s)	Alerte (m3/s)	Alerte renforcée (m3/s)	Crise (m3/s)
			T = 2 ans	T = 5 ans	T = 10 ans	T = 20 ans
A4050620	Moselle	Rupt s/Moselle	1.13	0.9	0.58	0.25
A4250640	Moselle	Epinal	9.33	7.46	4.98	2.5
A5110610	Moselle	Tonnoy	10.83	8.66	5.83	3
A5431010	Madon	Puligny	1.83	1.46	1.06	0.65
A5730610	Moselle	Toul	13.13	10.5	6.75	3
A6051020	Meurthe	St-Dié	2.38	1.9	1.35	0.79
A6571110	Vézouze	Lunéville	1.59	1.27	0.97	0.66
A7010610	Moselle	Custine	31.68	25.34	17.57	9.8
A7881010	Seille	Metz	1.88	1.5	1.09	0.67
A8071010	Orne	Boncourt	0.2	0.16	0.09	0.02
A8500610	Moselle	Uckange	34.63	27.7	21.85	16

## 5.2 La modélisation hydrologique intégrant la gestion et l'usage de l'eau

### 5.2.1 Le package airGRiwrM

Le package airGRiwrM (Dorchies et al., 2021) est un package R récent qui offre plusieurs fonctionnalités qui vont nous permettre de dépasser certaines limites rencontrées par le modèle GR6J. airGRiwrM utilise le package airGR (Coron et al., 2017, 2021), qui permet de mettre en place une modélisation hydrologique grâce aux modèles GR. Le package airGRiwrM permet la prise en compte d'usages anthropiques de l'eau (e.g. des prélèvements et restitutions, mais aussi la gestion des réservoirs). Ainsi, il permet d'injecter dans le modèle hydrologique des débits prédéfinis (e.g. des influences mesurées), comme des restitutions (assimilées à des débits positifs) ou des prélèvements (assimilés à des débits négatifs) localisés sur le réseau hydrographique, qui viennent modifier le bilan. De plus, il permet de coupler le modèle hydrologique à des modèles d'usages déterminant des prélèvements et restitutions simulés. Enfin, il possède un environnement propre contenant les variables pour réaliser une simulation supervisée à chaque pas de temps, c'est-à-dire permettant de prendre en compte une gestion des usages. La modélisation hydrologique couplée à la gestion de la ressource (prélèvements, restitutions, et restrictions) se fait au pas de temps journalier et pour chaque sous bassin versant intermédiaire.

Ce superviseur permet de coupler des algorithmes de décision ou de gestion créés par le modélisateur, en fonction des sorties du modèle pendant la simulation, et ainsi de déterminer par exemple quand les usages peuvent être satisfaits ou non, mais aussi de simuler l'influence d'ouvrages de soutien d'étiage. C'est donc un outil tout à fait adapté pour réaliser des simulations hydrologiques sur des bassins anthropisés, notamment en contexte de changement climatique.

### 5.2.2 Conceptualisation des influences humaines sur la ressource

#### 5.2.2.1 L'intégration des prélèvements en eau dans le modèle

Comme on l'a vu, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse fournit des données d'usage de l'eau qui comportent des informations sur le type d'usage, la quantité prélevée annuellement, et la position du prélèvement. À partir de ces informations, il est possible d'agréger les prélèvements par sous-bassins versants, pour évaluer le besoin en eau moyen, pour tous les sous-bassins. On suppose également pour cela que les prélèvements annuels répondent aux besoins en eau annuels, hypothèse qui se tient sur une période où peu de restrictions de prélèvement sont observées. En effet, il est difficile d'estimer la quantité d'eau réellement sauvegardée lors de périodes de restrictions à partir des seules données annuelles passées. De plus, l'hypothèse de répartition temporelle uniforme des prélèvements de chaque usage dans l'année est retenue pour tous les usages modélisés, cette hypothèse est raisonnable sur ce bassin

compte tenu que les usages modélisés ne présentent pas de saisonnalité marquée. Les hypothèses sur les usages de l'eau et leurs prises en compte dans le modèle nous ont conduit à exprimer le prélèvement comme :

$$Prel. = Export + Rejet + Fuites$$

Avec *Export* considéré comme un flux hors système (comme une consommation ou une évaporation), le *Rejet* comme un déplacement spatio-temporel, et les *Fuites*, une perte qui sort du système. Ces hypothèses sont présentées dans la Figure 5.3.

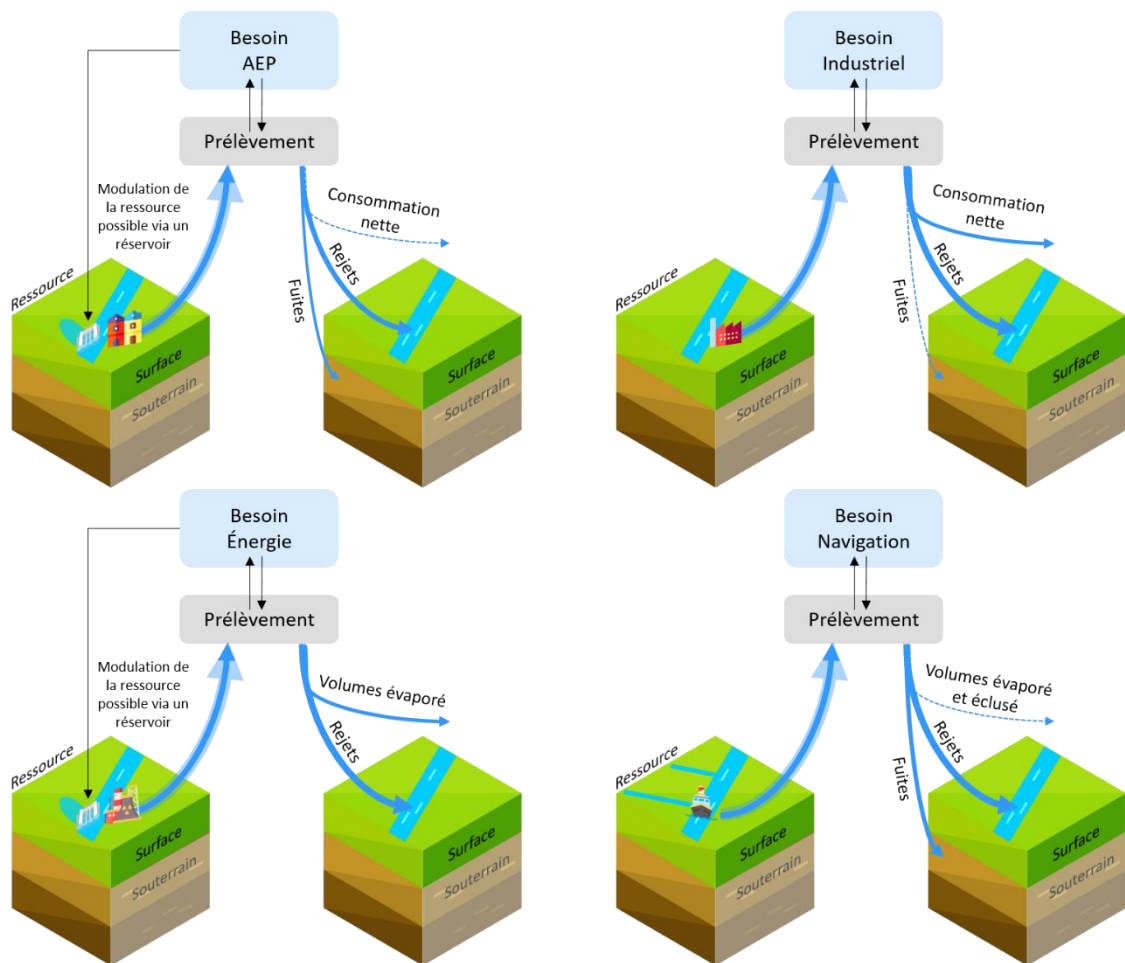


Figure 5.3 : Représentation schématique de la prise en compte des usages de l'eau par le modèle sur le bassin de la Moselle.

Les influences humaines sont représentées dans le modèle hydrologique par des points de prélèvement ou de restitution sur le réseau hydrographique, repositionnés à partir des données de localisation des ouvrages de prélèvement fournies par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Ces points vont modifier le bilan hydrologique du sous-bassin versant auquel ils appartiennent. Chaque prélèvement est en réalité associé à un rejet (restitution dans le milieu naturel), qui peut se faire



en un ou plusieurs points, plus ou moins éloignés de la prise. Deux cas de figure différents seront considérés pour situer et représenter les usages dans le modèle.

Nous ferons l'hypothèse pour ces usages que prélèvement, utilisation, fuite, et rejet se font dans le même sous-bassin versant pour la majorité des cas. Ainsi, même si le besoin en eau est modélisé (c.f Chapitre 4), c'est en fait la consommation d'eau, qui correspond à la différence entre le volume prélevé et le volume restitué à la rivière (en excluant les fuites vers le souterrain des volumes restitués), qui sera retranchée dans le modèle pour affecter le régime hydrologique. Une hypothèse de travail est de supposer que le prélèvement et le rejet sont effectués le même jour et au même endroit. Cette hypothèse pour une modélisation au sous-bassin versant paraît raisonnable en ce qui concerne les usages industriels et énergétiques. En effet, on peut considérer que les variations journalières sont faibles mais aussi que la durée de rétention dans les réseaux sont faibles.

Concernant les usages d'AEP et de navigation, cette hypothèse n'est pas toujours raisonnable. En effet, pour l'AEP, les sous-bassins versants qui supportent une importante population humaine n'ont pas nécessairement la ressource suffisante, c'est pourquoi d'autres sous-bassins peuvent être exploités pour l'AEP. Ainsi, les prélèvements se font dans un sous-bassin différent de la restitution et consommation. En ce qui concerne l'alimentation des canaux, les prélèvements se font au point de la prise d'eau renseigné par VNF, et la restitution au point de jonction entre le canal et la rivière.

Pour chaque nœud, les prélèvements ou les restitutions modifient le bilan hydrologique du sous-bassin versant, toutes les influences d'un sous-bassin s'additionnent pour modifier le bilan hydrologique à la station hydrométrique. Chaque point de prélèvement a été représenté dans le modèle selon le type d'usage (Figure 5.4). Le ratio entre prélèvement et consommation varie d'un usage à l'autre, et tient compte des spécificités hydrauliques (i.e. retard) s'il y en a. Le premier type d'exception est pour le secteur de la navigation, où les ouvrages de prises et de restitution ne sont pas localisés dans les mêmes sous-bassins. La deuxième exception concerne les retenues pour le soutien d'étiage de Pierre-Percée et de Madine. Compte tenu du nombre de points de prélèvement industriels et des données disponibles, l'hypothèse retenue pour implémenter l'impact des activités industrielles dans le modèle consiste à considérer une consommation nette d'eau en chaque point équivalent à 10 % du prélèvement réalisé par l'industriel, quelle que soit la branche industrielle.

Dans le cas de l'AEP, pour les transferts interbassins, on considère un premier point de prélèvement dans le bassin exploité, et un second point de restitution (pour représenter le rejet des effluents) dans le sous-bassin de l'agglomération. Pour le cas des prélèvements AEP sans transfert interbassin, l'hypothèse de prélèvement et restitution dans la même unité hydrologique est toujours appliquée. Le coefficient moyen de consommation pour l'AEP peut être assimilé au taux de fuite du réseau

d'eau potable, autrement dit il dépend du rendement, si on suppose que l'eau domestique est très majoritairement restituée. Le coefficient de rendement moyen est de 81 %, avec cependant des disparités entre zones rurales et urbaines, respectivement des coefficients de rendement de 73,4 % et 86 %<sup>9</sup>. À partir de là, une estimation des pertes est possible.

La navigation fluviale sur la Moselle est un autre type d'usage, le besoin en eau est conséquent mais là encore, la consommation nette reste limitée. Pour intégrer l'effet de la navigation dans le modèle hydrologique, VNF propose d'utiliser les débits fonctionnels des prises d'eau. Chaque prise d'eau gérée par VNF est ajoutée au modèle, tout comme l'emplacement de la restitution. Les débits de prise d'eau sont utilisés directement pour les points de prélèvement. Pour calculer la restitution, les débits de fuites connus et propres à chaque secteur de prise d'eau sont soustraits aux prélèvements.

Enfin, pour la production d'énergie, les prélèvements servent à assurer le refroidissement des centrales, la consommation en eau dépend du type de centrale. Dans la littérature, les coefficients de consommation dépendent de la technologie de refroidissement employée. Pour assurer le refroidissement de la centrale nucléaire de Cattenom il y a des tours aéroréfrigérantes, la consommation nette par évaporation est de l'ordre de 29 %, selon l'AERM et EDF.

---

<sup>9</sup> Source : <https://www.eau-rhin-meuse.fr/performances-des-reseaux-deau-potable-un-premier-etat-des-lieux-pour-le-bassin-rhin-meuse> (consulté le 18/11/2021)

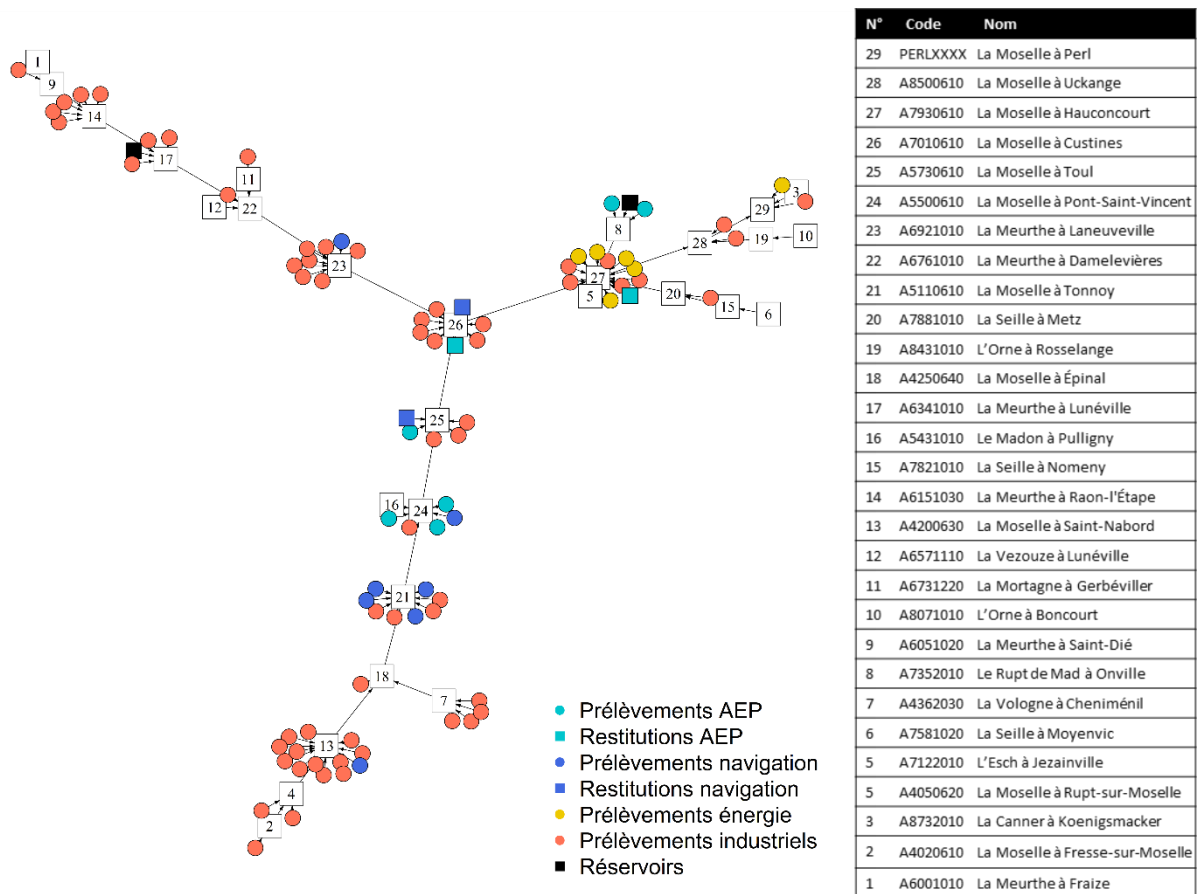


Figure 5.4 : Représentation du schéma hydraulique implémenté dans le modèle avec les nœuds de prélèvement/restitution.

### 5.2.2.2 Intégration des réservoirs et de leurs gestions

Comme mentionné au Chapitre 4, des barrages-réservoirs existent et assurent le soutien d'étiage des cours d'eau et ainsi sécurisent les usages. Par conséquent, ces ouvrages ont une influence sur les bas débits mesurés aux stations hydrométriques. Pour prendre en compte cette contribution aux bas débits, les réservoirs doivent être ajoutés au modèle hydrologique (en ajoutant les débits restitués ou en soustrayant les débits prélevés). Cependant, en l'absence de chroniques de prélèvement et de restitution sur la période historique, l'implémentation sous forme algorithmique des règles des gestionnaires pour modéliser l'influence du barrage-réservoir sur la période historique est une alternative. Pour cela, deux algorithmes ont été implémentés dans le superviseur pour chaque réservoir modélisé sur le bassin versant (le barrage de Pierre-Percée et le lac de Madine), pour contrôler les prélèvements et les restitutions.

La stratégie de stockage est simple à conceptualiser : lorsque les débits de la Moselle et de son affluent la Meurthe sont suffisants (le débit de la Meurthe à Damelevières doit être au-dessus de  $14.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et la Moselle à Perl au-dessus de  $29 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), alors les gestionnaires doivent procéder à la reconstitution des réserves. La

phase de stockage doit respecter les débits réservés des deux cours d'eau exploités pour le remplissage du réservoir, le ruisseau du Vieux-Pré et la rivière de la Plaine, à savoir  $0.055 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (en été) et  $0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  respectivement. Tout d'abord, quand le débit de la Plaine est inférieur à  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  la variation maximum du débit sortant après l'ouvrage est de  $1.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . De plus, si le débit de la Plaine devient supérieur ou égal à une crue décennale, alors l'ouvrage ne stocke pas d'eau de la Plaine. En revanche, la gestion des lâchers dépend des besoins d'EDF pour compenser l'impact de la centrale et si besoin du soutien d'étiage par l'AERM. EDF utilise des débits de compensation sur sa dotation lorsque le débit de la Moselle à la frontière (station de Perl) est en dessous d'un seuil de référence fixé à  $29 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Pour l'AERM, les débits de soutien d'étiage sont mobilisés sur sa dotation lorsque le débit de la Meurthe est en dessous de  $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Lorsque les débits repassent au-dessus des seuils de référence alors les lâchers cessent. Les deux conditions de déclenchement ne sont pas incompatibles entre elles, il est donc prévu par la convention d'exploitation que les débits de lâcher de compensation et de soutien ne peuvent pas excéder  $6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Pour satisfaire cette contrainte, le débit de compensation d'EDF est prioritaire, et le débit de soutien de l'AERM sera diminué au besoin. Les règles énoncées dans la convention d'exploitation servent à élaborer les algorithmes de stockage et de lâcher de l'ouvrage de Pierre-Percée, ajoutés au modèle hydrologique, pour simuler son influence sur les débits.

L'algorithme de stockage et de lâcher de Pierre-Percée est décrit ci-dessous, ainsi qu'un schéma synthétique (Figure 5.5). Les apports amont sont déterminés grâce à une simulation d'un modèle GR6J sur le sous-bassin versant l'alimentant, et les apports directs en précipitation et évapotranspiration connus grâce aux données SAFRAN. Chaque jour, une décision est réalisée, qui consiste en une possibilité de stockage ou de lâcher et qui dépend de contraintes connues (Figure 5.6).

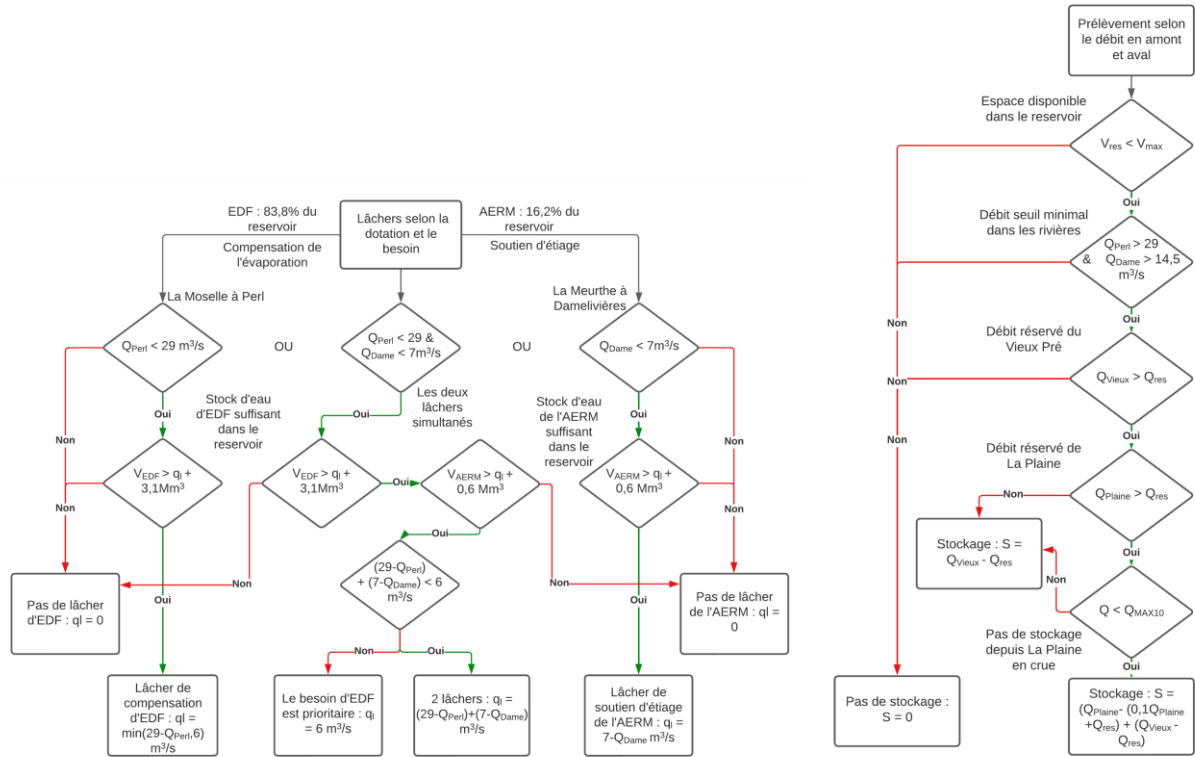


Figure 5.5 : Schéma de l'algorithme de gestion du réservoir de Pierre-Percée.

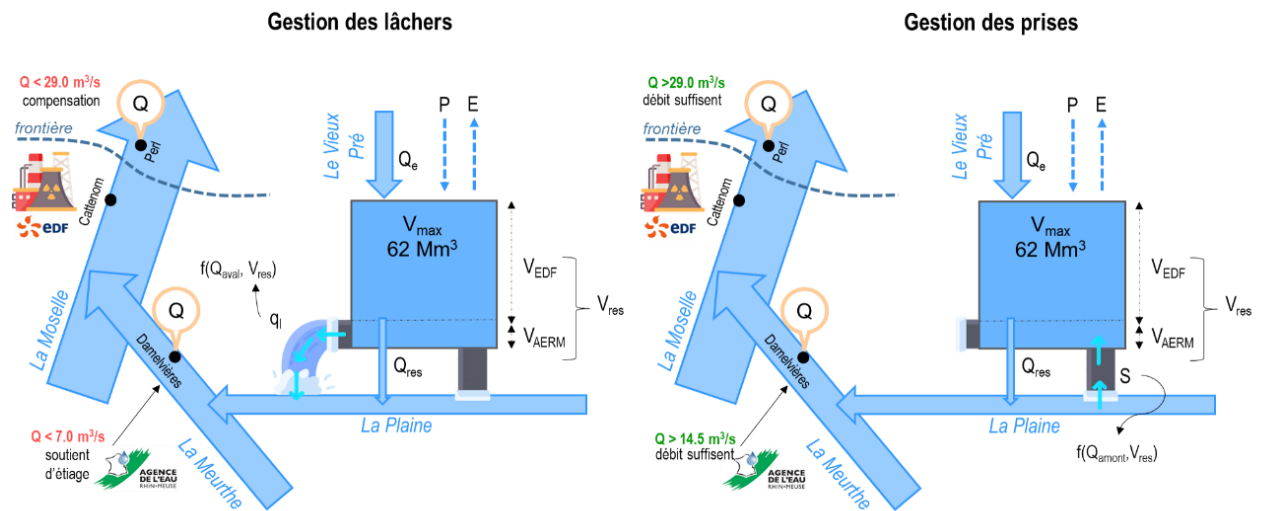


Figure 5.6 : Schéma conceptuel du fonctionnement de la retenue de Pierre-Percée

Pour évaluer la qualité de la simulation du fonctionnement du réservoir, l'AERM fournit tout de même quelques données, issues d'un suivi du remplissage du Vieux Pré depuis 2018. La Figure 5.7 permet de comparer la simulation issue de l'algorithme de gestion du réservoir de Pierre-Percée aux observations. On observe que l'algorithme est capable de reproduire correctement la variabilité interannuelle du remplissage de la retenue. En revanche, le biais quantitatif sur le taux de remplissage est relativement fort, surtout sur les points minimums qui peuvent être

atteints. En effet, l'algorithme de gestion du réservoir utilisé ne tient pas compte de la gestion humaine fine, qui n'est pas inscrite dans les règles permanentes. Ainsi, EDF peut être amené à réduire ses lâchers, si des réacteurs de la centrale de Cattenom sont éteints.

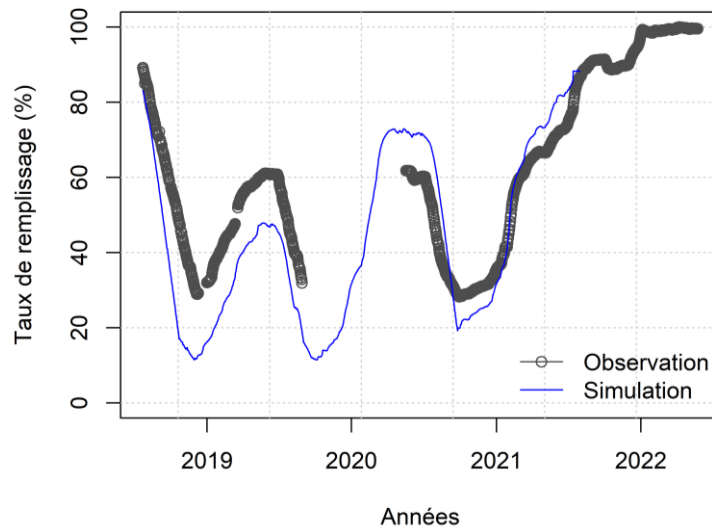


Figure 5.7: Taux de remplissage simulé et observé pour la retenue de Pierre-Percée

Les règles de gestion du réservoir du lac de Madine sont différentes. Cet ouvrage assure le soutien d'étiage du ruisseau du Rupt de Mad, exploité par l'agglomération de Metz pour son approvisionnement en eau potable. Le débit entrant dans le lac de Madine est déterminé par une simulation hydrologique, et le débit du Rupt de Mad, juste en amont des prélèvements, à la station de Onville est connu. Ainsi, le remplissage du lac peut être calculé avec les données hydro-climatiques et les règles de gestion, tout comme les lâchers de soutien à l'étiage. Le volume du Lac de Madine est de 35 Mm<sup>3</sup> néanmoins, la dotation allouée à l'AEP représente 10 Mm<sup>3</sup>, puisque le lac est un milieu naturel remarquable pour la faune et la flore classé Natura2000. En théorie, le volume du lac ne doit pas être inférieur à 25 Mm<sup>3</sup>. On connaît également les débits réservés du Rupt de Mad, après la prise pour l'AEP, fixés à 0.1 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> après Arnaville, et le débit réservé en sortie du Lac de Madine fixé à 0.06 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. La Figure 5.8 montre comment ces règles ont été traduites dans le modèle.

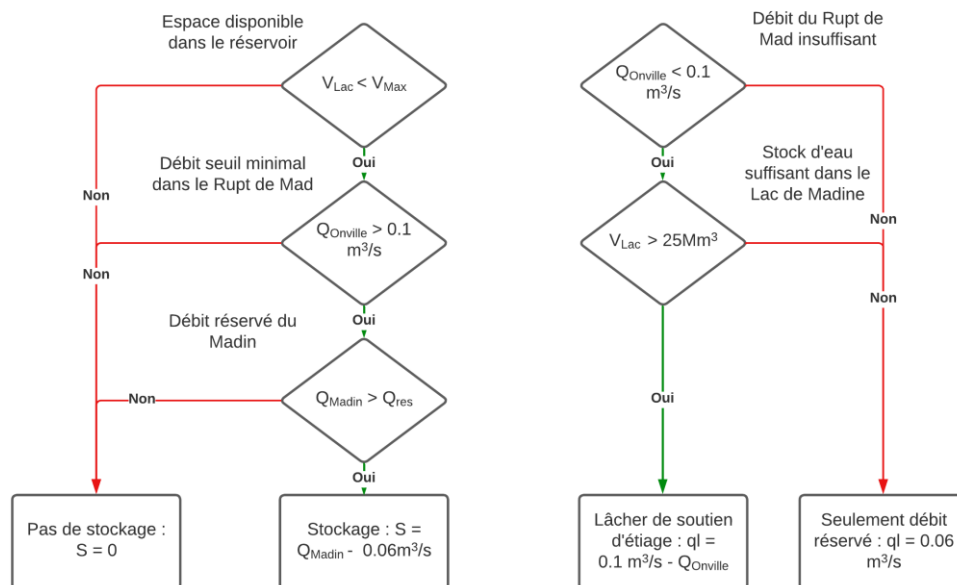


Figure 5.8: Schéma de l'algorithme de gestion du Lac de Madine<sup>10</sup>.

## 5.2.3 Conceptualisation de la gestion de la ressource en eau

### 5.2.3.1 Priorisation des usages sur la ressource disponible

Les usages représentés dans le modèle sont dépendants de la disponibilité en eau. Ainsi, un algorithme de gestion a été ajouté pour chaque sous-bassin versant aux superviseurs du modèle, pour pouvoir coupler la gestion et la simulation hydrologique. À chaque pas de temps, le modèle de gestion évalue la disponibilité en eau de chaque sous-bassin. Si la quantité est suffisante pour satisfaire le besoin de chaque prélèvement, aucune restriction n'est appliquée et tous les usages sont complètement satisfaits. Au contraire, si la disponibilité de la ressource est insuffisante, alors les usages sont satisfaits dans l'ordre de priorité. Si la quantité restante est insuffisante pour satisfaire pleinement un usage, alors l'usage est partiellement satisfait et une diminution de prélèvement s'opère, et la consommation nette diminue d'autant. En se basant sur les mesures générales de restriction existantes et en calculant un seuil de gestion par station (c.f Chapitre 4), les priorités sont les suivantes dans le modèle de gestion :

1<sup>er</sup> : Le modèle privilégie le maintien d'un débit minimum dans la rivière, fixé à 1/10 du module du cours d'eau au droit de la station hydrométrique. A la frontière du Luxembourg (station de la Moselle à Perl), le débit seuil minimal est de  $29\text{m}^3\text{s}^{-1}$ .

2<sup>e</sup> : L'AEP est l'usage prioritaire sur tous les autres secteurs. Cependant, le modèle ne dispose pas d'une précision suffisante pour faire la distinction entre les

<sup>10</sup> Source : [https://cdi.eau-rhin-meuse.fr/GEIDFile/22948\\_01.PDF?Archive=166991398417&File=22948%5F01%5FPDF](https://cdi.eau-rhin-meuse.fr/GEIDFile/22948_01.PDF?Archive=166991398417&File=22948%5F01%5FPDF) (consulté le 18/11/2021)

volumes alloués aux usages essentiels et secondaires (i.e. les restrictions sur les arrosages de potagers ne sont par exemple pas prises en compte).

3<sup>e</sup> : La production d'énergie. Sur la Moselle, la production est largement portée par la centrale nucléaire de Cattenom, et la production nucléaire revêt un caractère de sécurité industrielle prééminent par rapport à la production industrielle classique.

4<sup>e</sup> : L'activité industrielle, qui répond à des besoins économiques importants.

5<sup>e</sup> : Les prélèvements assurés par VNF pour le maintien de la navigation sur la Moselle et ses canaux, qui apparaissent comme l'usage le moins essentiel sur le bassin, et se voient donc attribuer le dernier rang dans l'ordre de priorisation.

### 5.2.3.2 Calcul de la satisfaction des besoins et des volumes attribués

Comme on l'a vu précédemment, les usages sont satisfaits selon un ordre de priorité pré-établi. De plus, ces usages peuvent être partiellement satisfaits. La chronique de restriction issue de la simulation et le pourcentage de réduction sont enregistrés pour chaque usage et chaque sous-bassin à chaque pas de temps. Ces informations permettent d'analyser l'évolution de la vulnérabilité de la ressource et des usages avec le changement climatique selon l'équation suivante :

$$\text{Équation 5.1 : } SB_{usage} = \frac{\sum q_{prel.usage}}{\sum BE_{usage}} \times 100$$

Avec :  $SB_{usage}$  le pourcentage de satisfaction du besoin,  $q.prel.usage$  le débit ponctionné à la rivière pour un usage donné,  $BE_{usage}$  le besoin en eau pour un usage donné (fonction des scénarios d'évolution des besoins en eau présenté au Chapitre 4).

## 5.3 Evaluation des simulations hydrologiques sur la période observée

### 5.3.1 Comparaison des performances entre une modélisation classique, et une modélisation intégrant les usages de l'eau

L'objectif de cette section est de comparer deux modèles : un modèle hydrologique classique (GR6J-SD), i.e. utilisant les débits observés (et donc influencés) pour l'optimisation de ses paramètres mais n'incluant pas les usages, et un modèle hydrologique calé avec les mêmes débits observés mais prenant en compte les usages observés. En d'autres termes, ce second modèle représente un modèle hydrologique avec une gestion intégrée de la ressource (GR6J-SD-GIR). Ainsi, nous pourrions qualifier l'apport de la prise en compte des usages ainsi que la capacité de ce modèle couplé à être utilisé en conditions changeantes. Dans cette section, les modèles sont forcés par la ré-analyse SAFRAN.



### 5.3.1.1 Résultats du calage-contrôle

Les résultats du split-sample test (SST) (Figure 5.9) montrent de bons scores (valeurs de KGE la plupart du temps supérieures à 0.9) sur l'ensemble des sous-bassins pour l'évaluation des deux modèles en période de calage. Les scores se détériorent en revanche logiquement en phase de contrôle pour plusieurs sous-bassins. Or, la robustesse des modèles (i.e. leur transférabilité temporelle) ne peut être analysée que sur la période de contrôle, notamment dans un contexte d'étude d'impact du changement climatique, car on analyse alors les simulations d'un modèle issues d'un jeu de données climatiques très différent de celui ayant servi au calage. En phase de contrôle, on voit que les performances des modèles sont contrastées, d'une part selon la période de calage utilisée (le calage sur 2008-2013 semble plus robuste), et d'autre part selon le sous-bassin versant. Aucune version du modèle n'est systématiquement meilleure que l'autre, y compris pour les sous-bassins exploités. Malgré tout, en phase de contrôle, les simulations issues de la période de calage 2013-2018 avec le modèle GR6J-SD-GIR, sont sensiblement plus performantes en phase de contrôle, que les autres versions. Il faut souligner que les sous-bassins versants qui ne sont pas directement exploités pour la ressource en eau peuvent être en aval de sous-bassins exploités. Ainsi, si les modèles amont sont plus performants, ils peuvent améliorer la simulation en aval sur des sous-bassins non-exploités.

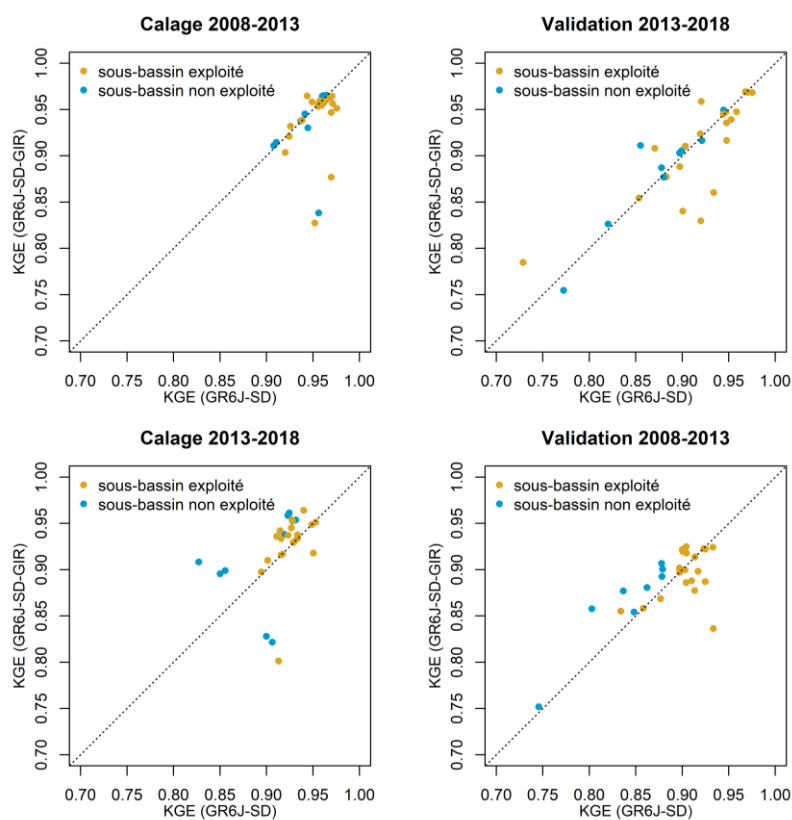


Figure 5.9 : Comparaison des valeurs de KGE entre les modèles GR6J-SD et GR6J-SD-GIR pour une procédure de *split-sample test*. Les bassins présentant des usages de l'eau (exploités) sont séparés des bassins naturels (non exploités).

Les performances des modèles sont à présent représentées spatialement pour identifier quels sous-bassins sont les moins performants et quels sont ceux qui présentent une amélioration des performances selon le modèle utilisé (Figure 5.10Figure 5.11). Dans l'ensemble, le modèle GR6J-SD-GIR montre une bonne performance ( $KGE > 0.8$ ), comparable à celle du modèle GR6J-SD. Néanmoins, les performances des deux modèles sont médiocres sur les sous-bassins versants les plus en amont de la Moselle (Fresse-sur-Moselle et Rupt-sur-Moselle).

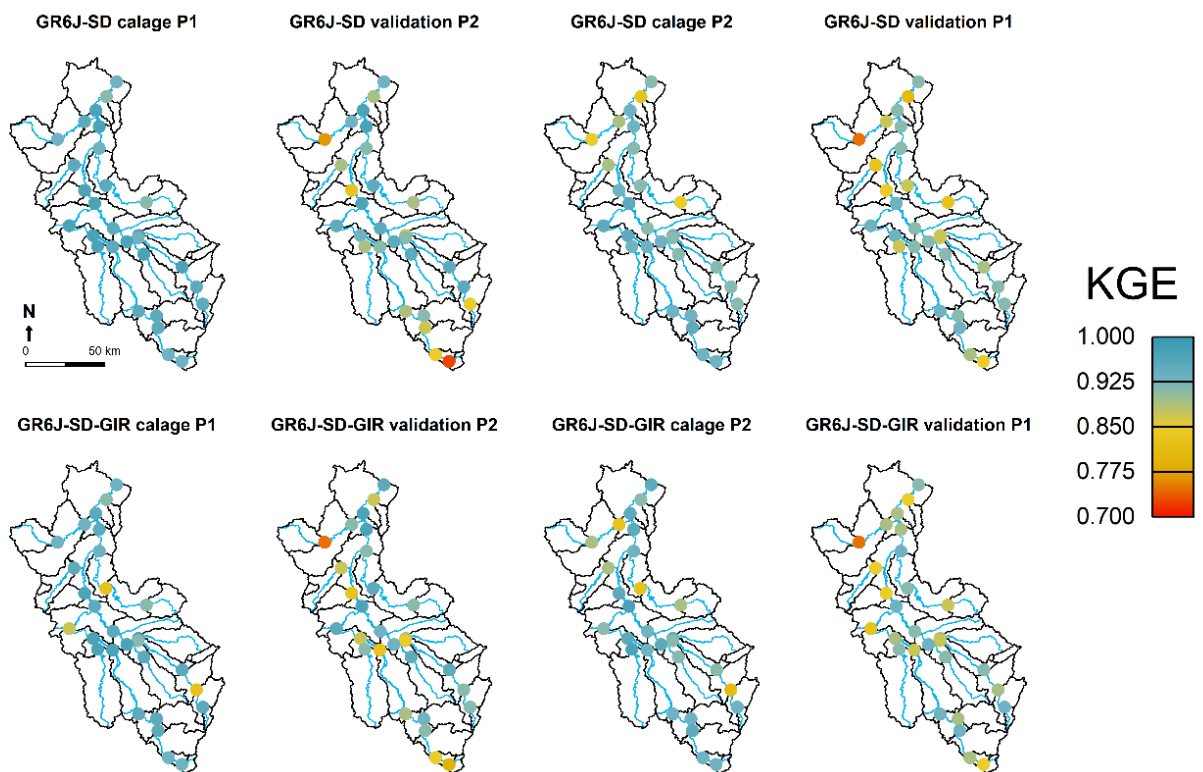


Figure 5.10: Comparaison des valeurs de KGE à chaque station en période de calage et évaluation pour le modèle hydrologique GR6J-SD et GR6J-SD-GIR. Résultats issus de la procédure de SST avec les périodes P1 : 2008-2013 et P2 : 2013-2018.

La comparaison directe des scores de KGE montre bien que pour la plupart des stations, les performances sont peu impactées (Figure 5.11). Par exemple, certains sous-bassins exploités, comme le sous-bassin aval (station de Perl), montrent une amélioration des performances sur les deux périodes de contrôle lorsque les usages sont pris en compte. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il y a de fortes influences humaines, et leur prise en compte améliore alors la simulation. Cependant, des sous-

bassins intermédiaires eux aussi influencés ne montrent pas systématiquement une amélioration des simulations.

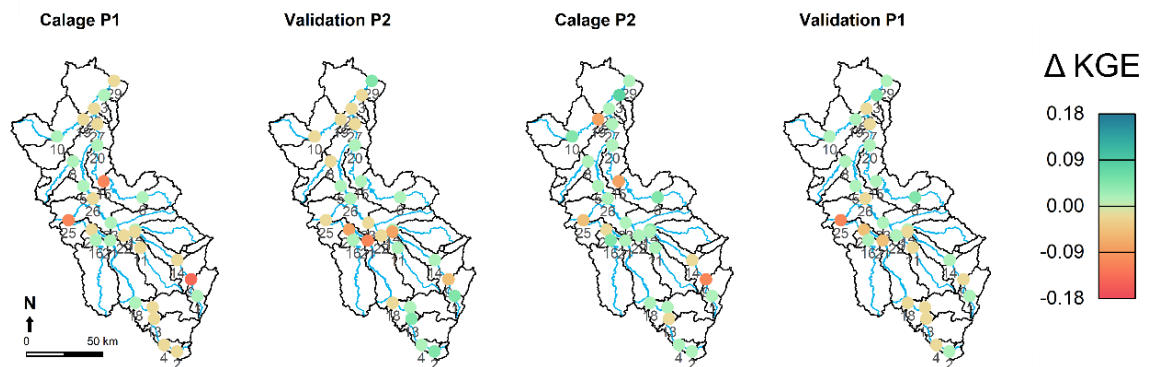


Figure 5.11 : Différence entre les scores de KGE issus des résultats précédents, pour chaque station, avec  $\Delta KGE = KGE(Q_{simGR6J-SD-GIR}) - KGE(Q_{simGR6J-SD})$ . Pour un  $\Delta KGE > 0$ , la simulation issue du modèle hydrologique GR6J-SD-GIR est plus performante de celle du modèle GR6J-SD, et inversement. Les stations sont numérotées avec le même numéro que ceux du schéma du réseau hydrologique de la Figure 5.4.

### 5.3.1.2 Performances de modèles en périodes d'étiage

L'analyse des scores sur les indicateurs de la qualité des simulations en période d'étiage permet d'une part de vérifier que le modèle GR6J-SD-GIR ne détériore pas les performances des simulations par rapport au modèle GR6J-SD, et d'autre part de voir quelles caractéristiques des étiages les modèles ont plus ou moins de mal à reproduire, avant d'utiliser ces mêmes indicateurs pour analyser des projections hydrologiques. La Figure 5.12 compare les scores des indicateurs présentés dans le Tableau 5.1, pour les simulations issues du modèle hydrologique GR6J et du modèle hydrologique intégrant les usages GR6J-SD-GIR.

Les indicateurs de performance de durée et de saisonnalité (RDdbt et RDfin) des étiages présentent de bon scores, sur la plupart des bassins versants, pour les deux modèles comparés. Dans l'ensemble, les deux modèles sont très performants au seuil Q80, mais pour des seuils plus extrêmes comme le Q90 et Q95, les scores diminuent et notamment le modèle GR6J-SD devient bien moins performant que GR6J-SD-GIR.

Les résultats sur les indicateurs de performance pour évaluer la sévérité de l'étiage (RQtil, RVDE) sont plus contrastés entre les modèles et les indicateurs étudiés. Les ratios des quantiles montrent que les deux modèles représentent bien cet indicateur, même si les résultats sont plus dispersés pour les étiages extrêmes (Q95). En ce qui concerne l'indicateur RVDE, il apparaît que le modèle GR6J-SD est sensiblement plus performant que le modèle GR6J-SD-GIR pour la plupart des bassins. L'intégration des usages et/ou des restrictions a pu légèrement détériorer

cette composante de l'étiage. L'indicateur de saisonnalité montre des scores plus élevés pour les simulations issues du modèle GR6J-SD-GIR que pour celles issues de GR6J-SD, mais la performance des modèles est faible sur certains bassins.

En somme, le modèle GR6J-SD-GIR, mis au point pour tenir compte des prélèvements et de la gestion, ne détériore généralement pas la représentation des étiages en comparaison au modèle GR6J-SD, pour la plupart des stations. Hormis pour les étiages définis au seuil Q80 et l'indicateur RVDE où GR6J-SD est plus performant, le modèle GR6J-SD-GIR est lui sensiblement plus performant pour représenter la saisonnalité des étiages.

Ces conclusions ne sont pas surprenantes, même si elles peuvent en partie sembler contre-intuitives. En effet, d'un côté, la prise en compte des usages dans la modélisation hydrologique représente une contrainte supplémentaire pour le modèle. Pour réussir à reproduire un débit observé, via une optimisation des paramètres, on oblige le modèle à prendre en compte cette contrainte, dégradant potentiellement la performance du modèle par rapport à sa version sans prise en compte des usages. En effet, concernant certains usages diffus, la flexibilité du modèle GR et de son optimisation peut permettre à un modèle GR seul de compenser des prélèvements et rejets. D'un autre côté, sur des usages plus spécifiques qui ne peuvent pas être "imités" par des valeurs spécifiques, il n'est pas surprenant de voir le modèle incluant la prise en compte des usages se comporter de manière plus performante.

Le calcul des VCN3 à partir des simulations hydrologiques des deux modèles montre de bonnes performances sur une grande partie des stations hydrologiques. Un score moyen ( $1 - |1 - RVCN3|$ ) de 0.87 et 0.83 est relevé respectivement pour les simulations de GR6J-SD et GR6J-SD-GIR. Cependant, les résultats varient d'une station à l'autre ; quelques stations montrent en effet une amélioration de la représentation du VCN3, mais d'autres une dégradation (Figure 5.13).

Sur les stations hydrométriques qui composent le réseau de surveillance des étiages de la DREAL Grand-Est, les différents niveaux d'alerte sécheresse ont été calculés à partir des débits observés et simulés par le modèle GR6J-SD-GIR, et sont présentés sur la Figure 5.14. Globalement, les alertes sécheresse sont correctement représentées à partir des débits simulés, mais le niveau de gravité de sécheresse est plus difficile à reproduire correctement. On rappellera que la mise en œuvre de restrictions, si elle est automatique dans le modèle, ne l'est pas dans le monde réel, ce qui peut occasionner des différences.

Comme le montre la Figure 5.15, le modèle montre des performances satisfaisantes pour les critères de CSI et POD sur la plupart des stations analysées. La majorité des points montre une minimisation du taux de fausse alerte, pour une bonne performance dans la détection des alertes. Le modèle GR6J-SD-GIR paraît donc pleinement utilisable pour reproduire les niveaux d'alerte du bassin de la Moselle.

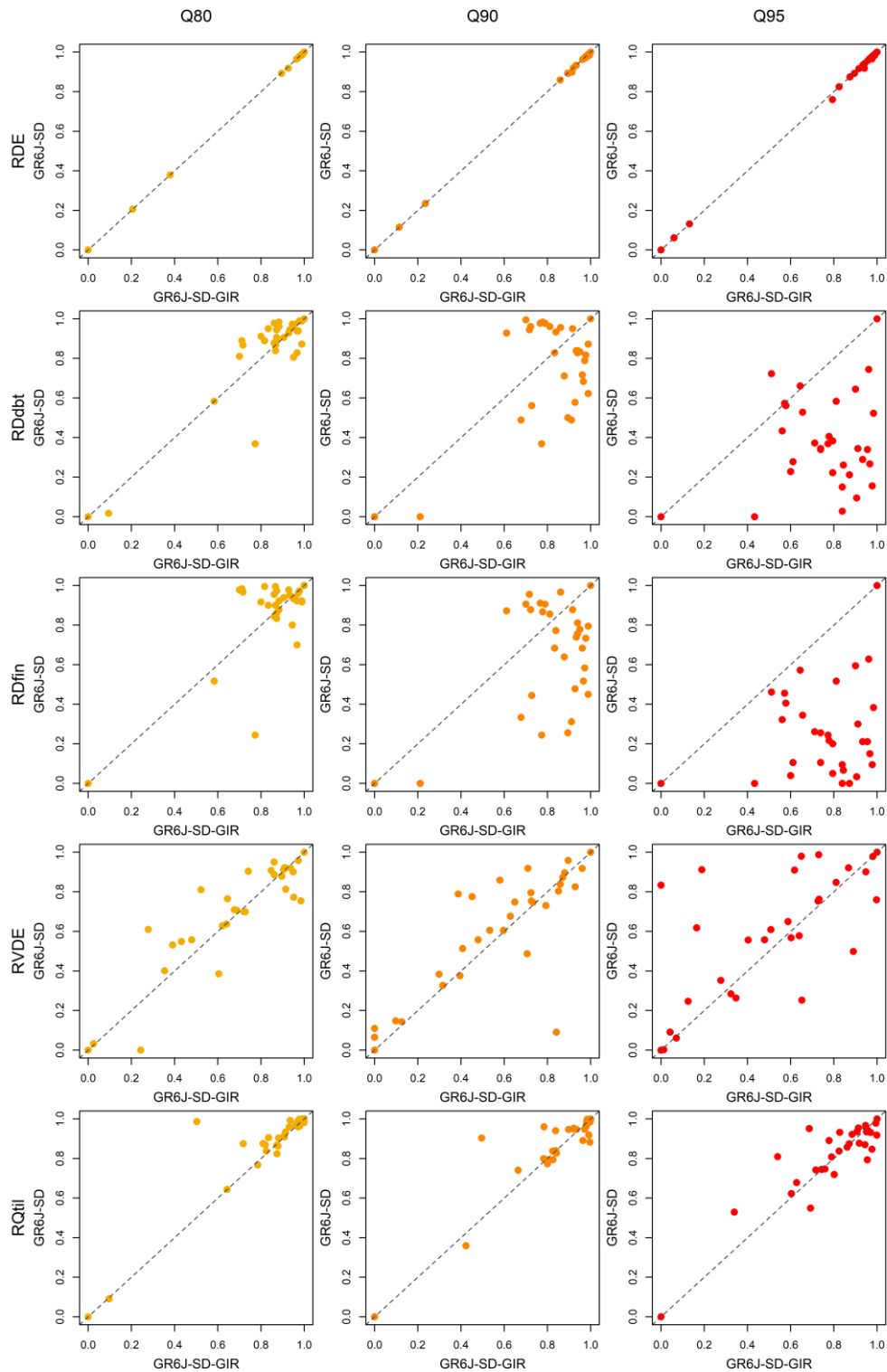


Figure 5.12 : Comparaison des performances des modèles hydrologiques GR6J-SD et GR6J-SD-GIR sur les indicateurs de bas débits, en fonction de différents seuils (quantiles de débits). Le graphique représente les scores des critères calculés à partir des simulations des deux modèles. Les scores des critères ont été calculés comme suit :  $1-|1-RDE|$  ;  $1-|1-RVDE|$  ;  $1-|1-RQtil|$  ;  $1-|RDdibt/180|$  ;  $1-|RDfin/180|$ . Plus le score est proche de 1 et meilleure est la performance.

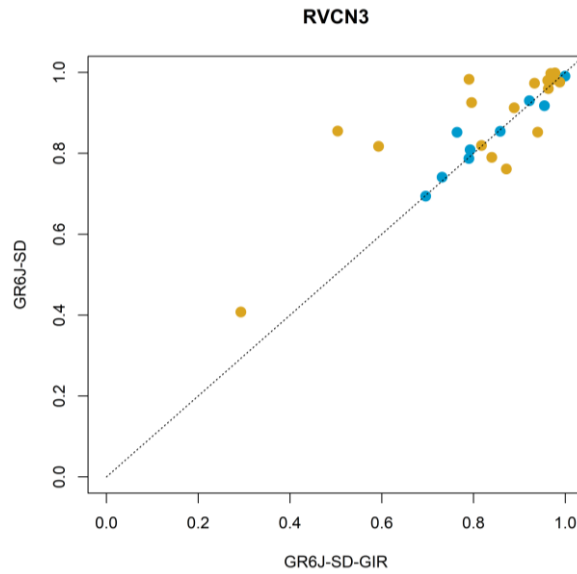


Figure 5.13 : Comparaison des performances des simulations dans la représentations du VCN3 entre le modèle GR6J-SD et GR6J-SD-GIR, pour le score :  $1 - |1 - RVCN3|$ . Plus le score est proche de 1 et meilleure est la performance. Les sous-bassins exploités en jaune et non exploités en bleu.

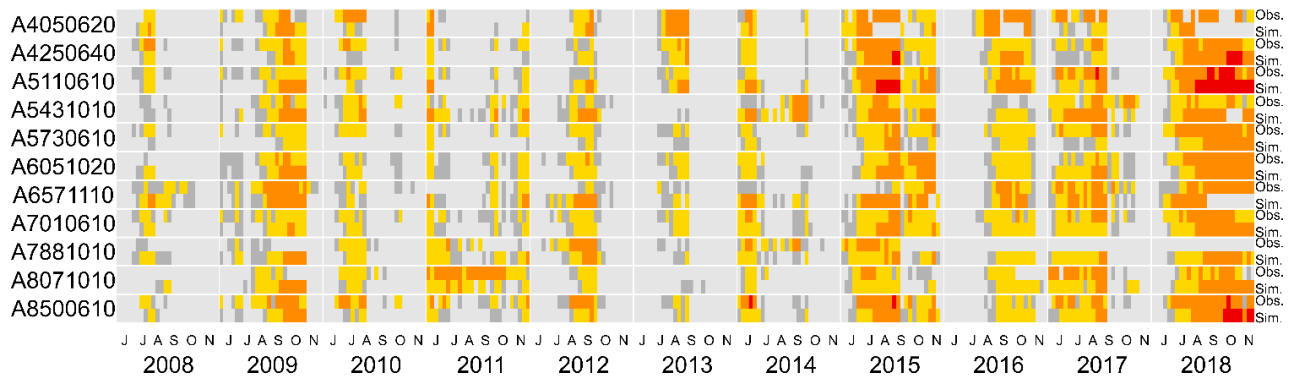


Figure 5.14 : Représentation des niveaux d’alerte sécheresse entre 2008 et 2018, à partir du VCN3 hebdomadaire sur les stations hydrométriques faisant partie du réseau de suivi des étiages de la DREAL Grand-Est. Comparaison entre les niveaux obtenus à partir des débits observés et des débits simulés par le modèle GR6J-SD-GIR. Légende : gris (étiage marqué), jaune (alerte), orange (alerte renforcée), et rouge (crise).

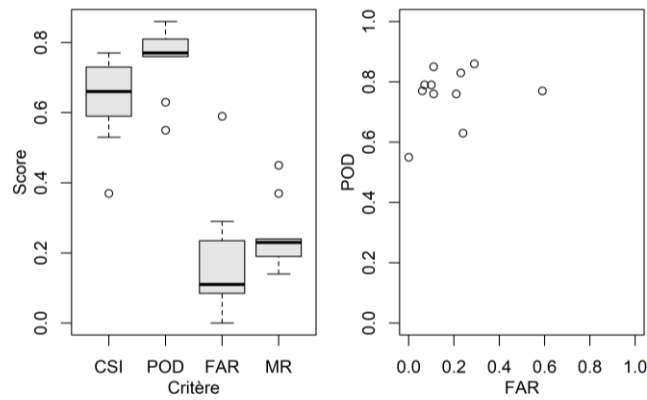


Figure 5.15 : Performance du modèle GR6J-SD-GIR dans la représentation des niveaux d'alerte sécheresse, pour les différents critères.

### 5.3.1.3 Capacité de satisfaction du besoin en eau sur le bassin versant.

À partir de l'évaluation de la quantité d'eau disponible à l'écoulement dans un sous-bassin et des besoins en eau de chaque secteur d'usage, on peut évaluer si tous les besoins peuvent être satisfaits simultanément, tout en respectant le débit minimal du bon fonctionnement écologique de la rivière. Lorsque que tous les besoins ne peuvent pas être satisfaits, alors les prélèvements sont restreints (le modèle applique des restrictions théoriques) selon leur ordre de priorité, comme expliqué précédemment. La Figure 5.16 montre sur la période historique le taux de satisfaction du besoin en eau pour chaque sous-bassin. Il apparaît clairement que tous les sous-bassins n'ont pas les mêmes contraintes. Les usages sur les bassins les plus en amont et sur le bassin frontalier sont les plus exposés à des mesures de restrictions.

En effet, la Moselle possède un débit assez faible en amont, mais elle est sollicitée par la navigation et la production industrielle (c.f. Figure 4.5). C'est pourquoi, en période d'étiage, ces usages peuvent être restreints ou bien même arrêtés pour maintenir un débit suffisant au bon état écologique. Cependant, cela ne suffit pas toujours, comme par exemple sur les années 2015 à 2018, où malgré l'arrêt des prélèvements, le besoin environnemental ne peut pas être pleinement satisfait dans le modèle. À titre d'exemple, on peut citer les stations en amont de la Moselle, ou encore la Moselle à Perl.

À l'aval, sur le sous-bassin versant de Perl servant de support à la centrale nucléaire, le besoin en eau pour la production d'énergie ne peut pas être satisfait à 100 % constamment. Cet usage est donc restreint ou arrêté ponctuellement en période estivale jusqu'en 2014. Cependant, entre 2015 et 2018, un arrêt des prélèvements plutôt long est simulé. En effet, dans le cas du débit à l'exutoire qui doit être maintenu à hauteur de  $29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , si le besoin en eau pour le refroidissement de la centrale n'est plus pleinement satisfait, les prélèvements modélisés sont réduits autant que

nécessaire pour respecter la règle. Ces résultats sont issus de la modélisation, et les règles de gestion sont scrupuleusement respectées dans le modèle, mais dans la réalité il peut y avoir des dérogations. En effet, le préfet peut exclure certaines entreprises du giron des restrictions en eau, pour maintenir une activité économique.

L'usage de l'eau pour l'alimentation des canaux a le rang le plus faible, et endure donc des restrictions fréquentes. À terme, cela peut mener à des restrictions de navigation.

L'usage de l'eau destiné à la production industrielle est aussi affecté sur certains sous-bassins, ce qui a potentiellement affecté l'activité des industries. Concernant l'AEP, des restrictions de prélèvement sont simulées fréquemment pour le sous-bassin de la Moselle à Pont-St-Vincent (A5500610), et une seule fois sur le sous-bassin de la Moselle à Toul (A5730610) en 2018. Le sous-bassin du Rupt-de-Mad, qui est exploité pour l'AEP de Metz, présente des restrictions limitées mais fréquentes. En effet, ce cours d'eau est aménagé spécifiquement pour sécuriser l'AEP.

Enfin, il faut noter que sur certains sous-bassins il n'y a pas eu de restriction de prélèvement avant l'été 2018. Il sera intéressant de voir l'évolution du taux de satisfaction du besoin en eau en contexte de changement climatique pour ces sous-bassins aussi.



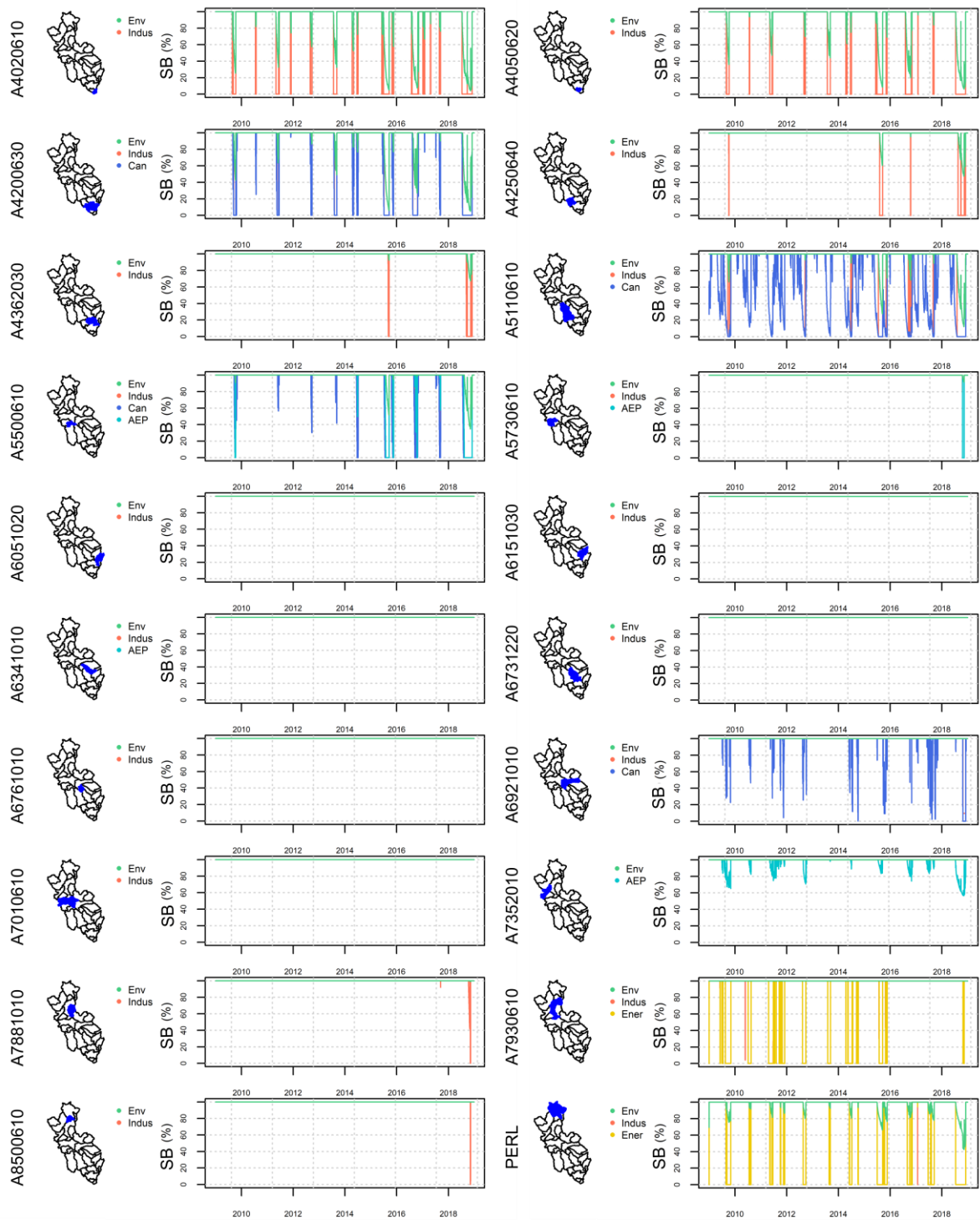


Figure 5.16 : Modélisation de la satisfaction du besoin en eau moyenne journalière pour les différents usages sur le bassin de la Moselle à Perl, entre 2009 et 2018.

## Conclusion

Le modèle hydrologique GR6J-SD-GIR prend en compte l'effet des prélèvements humains, et l'effet de la gestion des ouvrages de soutien d'étiage. La prise en compte dans le modèle de ces influences anthropiques sur le cycle naturel

de l'eau au sein du bassin versant de la Moselle permet d'étudier la vulnérabilité de la ressource en eau et des usages mais aussi de tenir compte de la non-stationnarité des influences humaines dans le modèle.

Les performances de deux versions du modèle (avec et sans prise en compte des usages) ont été analysées et comparées en période de calage et de contrôle, avec le KGE sur l'ensemble des débits annuels. De plus, des critères spécifiques aux périodes d'étiage ont été analysés. Les résultats ont montré que pour la majorité des bassins les performances des modèles pour les différentes composantes des étiages étaient bonnes. La représentation des usages dans le modèle n'a pas permis une nette amélioration des résultats pour l'ensemble des points du bassin de la Moselle, et à l'inverse sur certaines stations les simulations se sont légèrement dégradées. Cependant, il a été montré que le modèle prenant en compte les usages est apte à détecter les passages sous les seuils réglementaires déclenchant les décisions de la DREAL pour les alertes sécheresse, même si certaines difficultés demeurent sur le niveau exact de l'alerte.

En somme, les ajustements apportés ont permis de tenir compte de processus supplémentaires sans pour autant améliorer le modèle GR6J. Cependant, cette approche permet d'avoir connaissance d'informations essentielles issues de la modélisation pour réfléchir à l'adaptation du territoire. C'est pourquoi le modèle GR6J-SD-GIR servira de modèle d'impact dans la suite de la thèse, et sera alimenté par les scénarios climatiques et d'usages de l'eau présentés précédemment (Chapitre 4).

# Chapitre 6 Impact du changement climatique sur les projections hydrologiques de la Moselle et sur l'évolution des besoins en eau

## Préambule

Ce chapitre présente l'évolution des débits futurs et de la satisfaction des besoins en eau sur le bassin de la Moselle simulés avec le modèle GR6J-SD-GIR, mis en place et évalué dans le chapitre 5. Les projections hydrologiques reposent sur l'utilisation des différents scénarios climatiques (RCPs), et couples de modèles climatiques (GCMs/RCMs) présentés dans le chapitre 4. Dans un premier temps, la pérennité de la satisfaction des besoins en eau a pu être estimée en considérant des besoins constants dans le futur. Dans un second temps, des scénarios d'évolution des besoins en eau ont été utilisés pour confronter les futurs besoins aux ressources disponibles et pour évaluer la pérennité des trajectoires.

## Introduction

L'objectif de ce chapitre est de présenter une analyse de la vulnérabilité du bassin de la Moselle face au changement climatique. L'utilisation des projections climatiques de l'exercice CMIP5 pour établir des projections hydrologiques permet d'analyser l'évolution de la ressource en eau et de sa disponibilité en période d'étiage. À l'aide des scénarios d'évolution de besoin en eau établis précédemment (c.f. Chapitre 4), et du modèle hydrologique couplé aux usages (c.f. Chapitre 5), un exercice prospectif est mis en place et nous permet d'être en mesure d'évaluer la satisfaction des besoins en eau de différents secteurs d'usages, mais aussi d'inclure des scénarios contrastés d'évolution de demande en eau. L'évolution des besoins en eau des différents secteurs varie selon des changements dans la société tels que la démographie ou encore la mise en place de politiques de sobriété des usages (Chapitre 4). Les résultats de cette étude devraient pouvoir aider à la prise de décision par les gestionnaires de la ressource du bassin. Dans ce contexte, deux horizons futurs seront mis en avant dans la présentation des résultats : un horizon à moyen terme (2021-2050), et un horizon à long terme (2070-2099). En effet, l'horizon à moyen terme est certainement celui qui intéresse le plus les gestionnaires, car il correspond à un horizon pour lequel, même si l'incertitude climatique est grande, des changements des usages de l'eau ont été scénarisés et qui semble suffisamment proche aux décideurs ainsi qu'aux

citoyens. En effet, les évolutions de la société à plus long terme sont très incertaines et échappent à des objectifs politiques nationaux. D'un autre côté, l'horizon à plus long terme 2085 (2070-2099) présente l'avantage de subir des signaux distincts selon les scénarios climatiques employés. Par souci de clarté, nous présenterons d'abord les résultats calculés à partir d'un scénario qui considère des besoins en eau constants et égaux à ce qu'ils sont aujourd'hui, car cela permet d'estimer la vulnérabilité du système tel qu'il est aujourd'hui au changement climatique. Puis nous analyserons les effets des autres scénarios de besoins en eau (scénario tendanciel, scénario d'augmentation des besoins, et un scénario écologique) sur la vulnérabilité du système hydrologique de la Moselle et de la satisfaction des besoins en eau comparativement à ce scénario d'usages fixes.

## **6.1 Projections hydrologiques : évolution de la ressource**

Dans cette section, nous considérons une modélisation couplant une simulation de l'hydrologie avec une prise en compte des usages selon un scénario de besoins en eau constants et égaux à ce qu'ils sont aujourd'hui, qui peuvent être restreints lors du non-dépassement de seuils tels que définis dans le Chapitre 5. Dans un premier temps, la description des résultats ne concerne que les débits simulés (par définition influencés par les usages) sur l'ensemble du bassin puis sur des sous-bassins choisis comme exemples du bassin de la Moselle, en raison de la présence d'usages spécifiques. L'évaluation de la satisfaction des besoins sera réalisée dans la section 6.

### **6.1.1 Évolution des débits moyens selon les scénarios climatiques**

L'évolution des projections hydrologiques en aval du bassin de la Moselle à l'horizon 2085 avec les différents RCPs et pour chaque couple de modèles climatiques (GCMs/RCMs) est représentée sur la Figure 6.1.

À moyen terme, sur la période 2021-2050, les projections hydrologiques des débits moyens annuels divergent faiblement pour les trois scénarios RCPs 2.6, 4.5, et 8.5, des changements annuels médians de +7.3 %, +8.8 %, et +12.5 %, respectivement, étant estimés, et les anomalies étant à deux exceptions près positives. Les anomalies de débits saisonniers sont peu marquées en médiane, quel que soit le scénario utilisé, à cet horizon de moyen terme. Cependant, on observe, notamment l'été et l'automne, des évolutions à la fois positives et négatives selon les scénarios et modèles utilisés.

A l'horizon 2085, les évolutions médianes sont plus marquées, mais elles sont associées à des incertitudes plus grandes. Le débit médian annuel montre une tendance à la hausse de +7.4 %, +12.9 %, et 15.5 %, respectivement, pour les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Concernant les évolutions saisonnières, au printemps (Mars-Avril-Mai), la médiane des projections hydrologiques issues du scénario RCP 2.6 montre peu de changement (-3.6 %), contrairement aux médianes des RCPs 4.5 et 8.5, qui se situent à +8.2 % et +7.5 % respectivement. Les débits en été (Juin-Juillet-Aout) présentent une

augmentation médiane de +5.4 % pour le RCP 2.6, une évolution médiane très faible pour le RCP 4.5 (-1.2 %), et enfin une diminution relative de -12.1 % en médiane pour le RCP8.5. En automne, si le RCP 2.6 indique une augmentation des débits (+5.5 %), les RCPs 4.5 et 8.5 montrent des anomalies médianes plutôt faibles de -2.6 % et -4.3 %, mais là encore associées à une très forte variabilité. Enfin, en hiver, les projections hydrologiques évoluent toutes dans le même sens quel que soit le RCP utilisé en forçage ; une augmentation médiane des débits allant de +16.1 % à +18.5 % est estimée, respectivement pour les RCPs 2.6 et 8.5.

Ces résultats montrent d'une part les fortes incertitudes sur les projections hydrologiques, selon les scénarios climatiques et les couples de modèles climatiques (GCM/RCM) utilisés, les anomalies pouvant décrire des évolutions de sens opposé. Si la médiane de l'ensemble des projections hydrologiques reste un indicateur de tendance, il ne faut pas oublier de tenir compte de la dispersion des projections. D'autre part, les évolutions de débits calculées à partir du RCP 2.6 montrent une augmentation médiane des débits pour toutes les saisons, mais se caractérisent aussi par une faible dispersion des projections. En considérant le RCP 8.5, c'est en revanche l'inverse qui est observé, avec une tendance saisonnière forte (hausse l'hiver et baisse l'été), mais marquée par de fortes incertitudes.

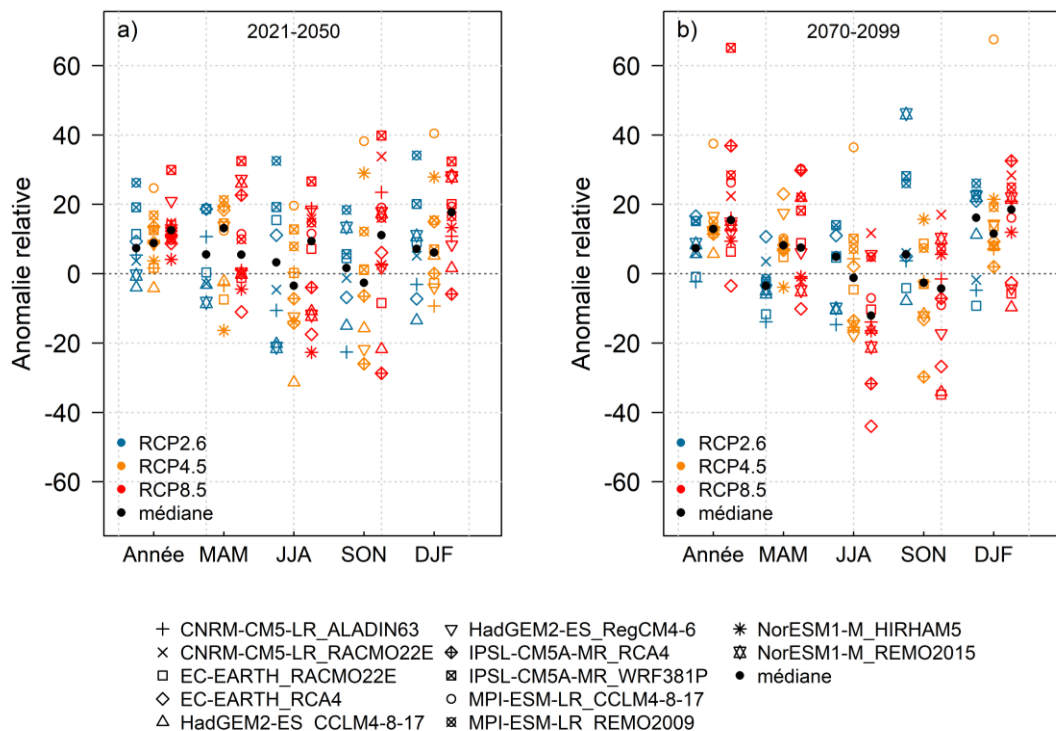


Figure 6.1 : Anomalies relatives annuelles et saisonnières des débits, sur la Moselle à Perl, par rapport à la moyenne de la période de référence (1976-2005), pour un horizon à moyen terme (2021-2050, gauche), et un horizon à long terme (2070-2099, droite). Chaque symbole représente les anomalies pour un indicateur, pour un RCP, et pour un horizon donné.

### 6.1.2 Évolution des étiages

L'analyse des projections hydrologiques se concentre maintenant sur les débits d'étiages. L'évolution des critères évalués au chapitre 5 permet d'évaluer les changements sur les différents aspects des étiages au cours du temps comme la sévérité et la durée de ceux-ci. La Figure 6.2 montre l'évolution des différents aspects des étiages sur une sélection de stations représentatives des différents secteurs d'usage de l'eau, et qui présentent l'intérêt de regrouper des usages de l'eau différents. Le signal est représenté par la médiane des projections hydrologiques issues des différents RCPs, associée à une enveloppe d'incertitude définie par les centiles 10 et 90 de chaque année. De plus, les trajectoires des scénarios extrêmes sont représentées en pointillés pour chaque critère pour les RCP 4.5 et 8.5 afin de distinguer des trajectoires possibles (et non des quantiles englobant plusieurs couples de modèles climatiques). La projection la plus humide, que l'on pourrait assimiler à la trajectoire la plus optimiste en termes de ressources en eau, est issue du couple GCM/RCM IPSL-CM5A-MR/WRF381P, et la projection la plus sèche, que l'on pourrait assimiler à la plus pessimiste, est issue du couple HadGEM2-ES/CCLM4-8-17. Ces deux couples ont été déterminés en analysant les données hydroclimatiques. Il s'agit du même couple pour les RCPs 4.5 et 8.5.

Les trajectoires hydrologiques futures montrent une divergence modérée selon les scénarios climatiques (RCPs) avant 2050, mais les signaux divergent nettement à la fin du siècle. Le RCP 2.6 est le scénario le plus optimiste, il prévoit une atténuation des effets du changement climatique grâce à une politique d'atténuation d'émission de GES. Le RCP 4.5 est un scénario qui prévoit de limiter à un niveau relativement faible le réchauffement climatique à la fin du siècle. Le RCP 8.5 est le scénario le plus pessimiste avec une augmentation continue des émissions de GES, associé à un très fort réchauffement.

À moyen terme (2021-2050), l'évolution des étiages et plus précisément de la médiane des VCN3 à la station de la Moselle à Saint-Nabord (Figure 6.2) montre pour les scénarios RCP2.6, 4.5 et 8.5 une évolution faible, respectivement, de -4.3 % (allant de -23.9 % pour le q90 à +19.1 % pour le q10), -5.3 % (de -29.2 % à +16.4 %), et -6.3 % (de -26.6 % à +21.8 %). La même observation peut être faite pour les anomalies d'autres variables qui montrent une augmentation du volume de déficit et du nombre de jours en étiage par rapport à la période de référence. Ainsi, le déficit de volume à l'horizon 2021-2050 évolue de +840 000 m<sup>3</sup> (de -611 000 à +3 730 000 m<sup>3</sup>) pour le RCP 2.6, +1 470 000 m<sup>3</sup> (de -429 000 à +4 181 000 m<sup>3</sup>) pour le RCP 4.5, et + 870 000 m<sup>3</sup> (de -1 000 000 à +4 654 000 m<sup>3</sup>) pour le RCP 8.5, traduisant une aggravation de la situation. Au même horizon, le nombre médian de jours en étiage dans l'année par rapport à l'actuel augmente : +9 jours (de -5 à +25 jours) pour le RCP 2.6, +3 jours (de -5 à 21 jours) pour le RCP 4.5, et +9 jours (de +4 à +23 jours) pour le RCP 8.5.

À l'horizon 2070-2099, la Moselle à Saint-Nabord montre une évolution médiane du VCN3 de l'ordre de -22.4 % (de -41.8 % pour q90 à +8.6 % pour q10) pour le RCP 4.5, et de -39.1 % (de -78.5 % pour q90 à -6.6 % pour q10) pour le RCP 8.5. Cependant, pour le scénario RCP 2.6, c'est une augmentation médiane du VCN3 de 7 % (de -2.7 % à +14 %) qui est projetée à la fin du siècle. Ces résultats traduisent des étiages futurs plus sévères que ceux expérimentés durant la période de référence en suivant les scénarios RCPs 4.5 et 8.5. La médiane des projections hydrologiques suggère un déficit en étiage plus grand que pour la période de référence : +520 000 m<sup>3</sup> (-530 000 à +1 550 000 m<sup>3</sup>), + 3 556 000 m<sup>3</sup> (de -586 000 à 7 032 000 m<sup>3</sup>), et + 7 276 000 m<sup>3</sup> (de 1 178 000 à 11 282 000 m<sup>3</sup>) dans l'ordre pour les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Le nombre de jours d'étiage passés sous le seuil du VCN3 de la période de référence serait lui aussi en augmentation : +2 jours (de -3 à +9 jours), +16 jours (de -6 à +40 jours), et +40 jours (de +4 à +60 jours) suivant les RCPs 2.6, 4.5, et 8.5.

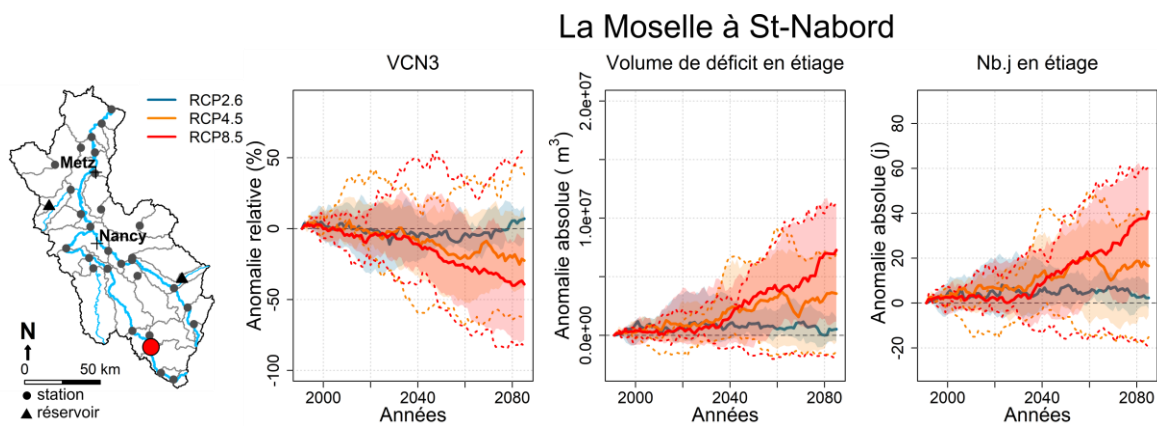


Figure 6.2 : Évolution des anomalies des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en étiage et nombre de jours en étiage) des bas débits de la Moselle à St-Nabord. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique, la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5, les couples de modèles extrêmes, c.à.d. le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

La Moselle à Pont St-Vincent, située plus en aval que Nabord, montre les mêmes tendances que celles précédemment présentées (Figure 6.3), avec une évolution peu marquée lors de la première moitié du siècle, puis des évolutions fortes et contrastées ensuite. Le volume de déficit en étiage par rapport à la période de référence est en revanche plus important puisque le débit de la Moselle a été grossi par plusieurs affluents. A la fin du XXI<sup>e</sup> siècle, selon les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5, on serait sur une évolution de + 2 200 000 m<sup>3</sup> (de -1 421 000 à +3 024 000 m<sup>3</sup>), + 7 785 000 m<sup>3</sup> (de -1 745 000 à + 14 106 000 m<sup>3</sup>), et + 13 500 000 m<sup>3</sup> (de + 3 335 000 à + 26 683 000 m<sup>3</sup>).

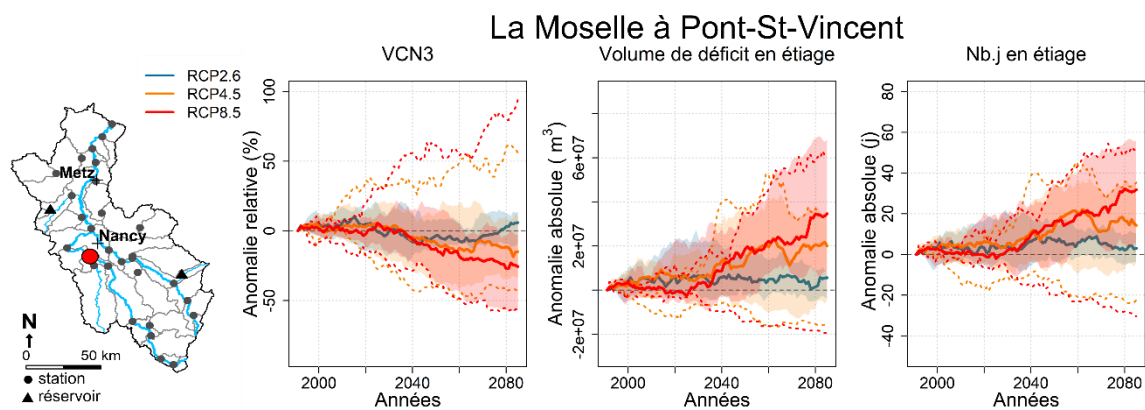


Figure 6.3 : Évolution des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en été et nombre de jours en été) des bas débits de la Moselle à Pont St-Vincent. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique; la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5 les scénarios extrêmes, c.à.d le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

La Meurthe est le principal affluent de la Moselle en France, et est directement influencée par un lac réservoir pour le soutien d'été de la Meurthe et in fine de la Moselle. La Meurthe à Raon-l'Étape est située en amont du lac réservoir et en altitude. La Meurthe à Laneuveville est en aval de l'influence du réservoir. En regardant les projections hydrologiques à ces deux exutoires, la Meurthe à Raon-l'Étape présente des changements moyens plus forts que ceux observés à Laneuveville pour les étés (Figure 6.4 et Figure 6.5).

À la station de Raon-l'Étape (Figure 6.4) pour l'horizon 2021-2050, les projections issues des trois scénarios présentent en moyenne une augmentation des débits d'été comme le montre l'évolution du VCN3, +1.7 % (-5.6 % à +22.7 %), +7.0 % (-6.7 % à +12.2 %), +7.2 % (-9.2 % à +15 %) selon les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Cette faible augmentation médiane des débits d'été est associée à une très faible diminution du volume de déficit en été, et ne montre pas de changement sur le nombre de jours passés en été. Pour les trois scénarios, l'anomalie médiane du VCN3 à l'horizon 2085 de la Meurthe à Raon-l'Étape est de +7.5 %, -3.4 % et -10.3 % selon qu'est considéré le RCP 2.6, 4.5 ou 8.5. En revanche, le volume de déficit ainsi que le nombre de jours d'été semblent en augmentation.



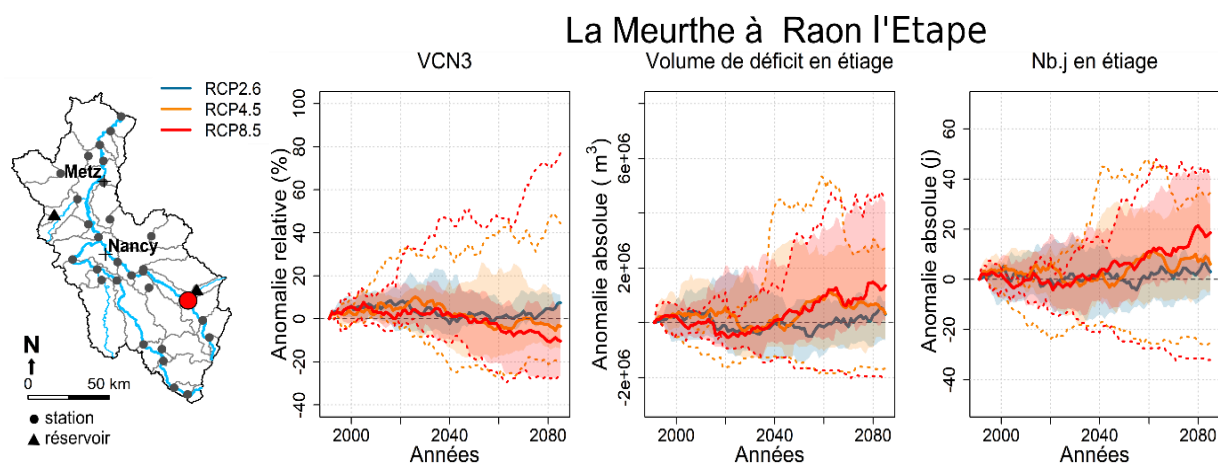


Figure 6.4 : Évolution des anomalies des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en étiage et nombre de jours en étiage) des bas débits de la Meurthe à Raon l'Etape. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique, la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5, les couples de modèles extrêmes, c.à.d. le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

À l'horizon 2021-2050, la Meurthe à Laneuveville (Figure 6.5) présente des changements faibles sur les étiages, les changements médians du VCN3 montrent des augmentations relatives faibles : +1.6 %, +4.0 %, et +9.2 %, respectivement, pour les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Cette faible augmentation de la médiane des débits d'étiage se joint à une faible diminution des changements médians des volumes de déficit d'étiage et de la durée des étiages. Le nombre médian de jours en étiage diminue de 4 jours (de -20 à +6 jours), -6 jours (de -13 à +2 jours), et -6 jours (de -18 à +4 jours), respectivement, pour les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Les projections hydrologiques font état d'un très faible changement médian sur les étiages de la Meurthe à l'horizon 2070-2099, se traduisant par des étiages assez semblables à la période de référence. En comparaison aux enveloppes, le couple extrême IPSL-CM5A-MR/WRF381P fait état de changements extrêmement importants, avec une augmentation très forte du VCN3, et des étiages beaucoup moins forts et moins longs. Le couple de modèle IPSL-CM5A-MR/WRF381P s'éloigne fortement de l'ensemble ici.

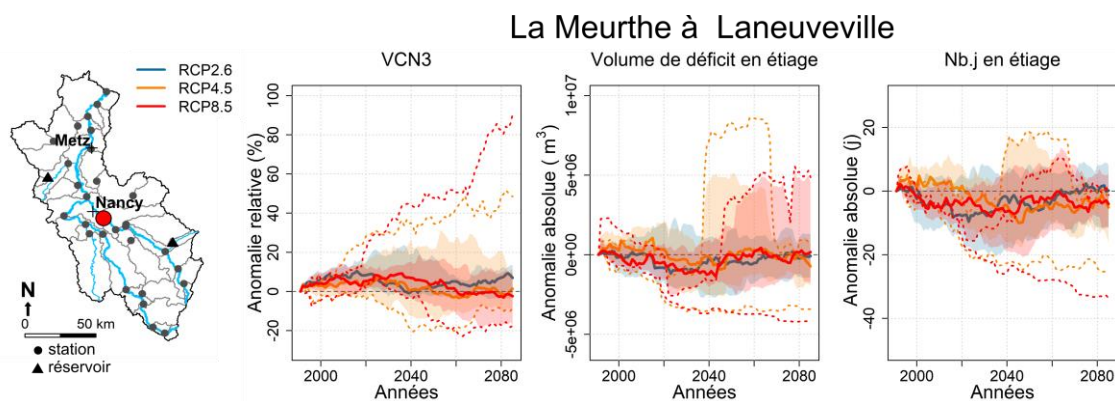


Figure 6.5 Évolution des anomalies des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en étiage et nombre de jours en étiage) des bas débits de la Meurthe à Laneuveville. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique, la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5, les couples de modèles extrêmes, c.à.d. le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

Le sous-bassin du Rupt-de-Mad à Onville est un bassin fortement influencé par la retenue du lac de Madine, pour le soutien d'étiage et la sécurisation de l'AEP pour l'agglomération de Metz. Les projections hydrologiques du Rupt-de-Mad à Onville (Figure 6.6) montrent des changements très contrastés dans les débits d'étiages selon le scénario climatique et l'horizon considéré, les RCPs 4.5 et 8.5 font état d'une aggravation de la situation. À court terme (2021-2050), les projections montrent en médiane une augmentation des débits d'étiages traduite par une augmentation du VCN3 de l'ordre de +3.1 % (de -4.5 % à 12.4 %), +2.8 % (de -6.6 % à 9.4 %), et +2.7 % (de -5.8 % à +10.7 %) selon les RCPs 2.6, 4.5, et 8.5. Ce changement est associé à un faible signal sur l'évolution du volume de déficit et du nombre de jours d'étiages. Le volume de déficit en étiage médian augmente faiblement, +24 000 (de -33 000 à + 67 000 m<sup>3</sup>), +44 000 m<sup>3</sup> (de -13 000 à +66 000 m<sup>3</sup>), et +15 000 m<sup>3</sup> (de -21 000 à + 92 000 m<sup>3</sup>). En outre le nombre de jours passés en étiage augmente aussi légèrement : +6 jours (de -8 à +20 jours), +5 jours (de -4 à +12 jours), et +7 jours (de -3 à +21 jours)

À la fin du XXI<sup>e</sup> siècle, les projections hydrologiques montrent des évolutions de VCN3 très dépendantes des RCPs : + 7.2 % (de +2.7 à 14.7 %), +0.1 % (de -13.6 à 5.3 %), et -8.7 % (de -24.7 % à +4.8 %) pour les RCPs 2.6, 4.5 et 8.5. Les volumes de déficits en étiage médians montrent aussi une augmentation pour les RCPs 4.5 et 8.5 avec respectivement +35 000 m<sup>3</sup> (1 500 à +91 000 m<sup>3</sup>), et +101 000 m<sup>3</sup> (de +39 000 à +156 000 m<sup>3</sup>). La médiane du nombre de jours en étiage par rapport à la période de référence augmente aussi de +10 jours (de +5 à +22 jours), et de +24 jours (de +12 à +36 jours) pour les RCPs 4.5 et 8.5. Les évolutions sont en revanche faibles pour le RCP 2.6.

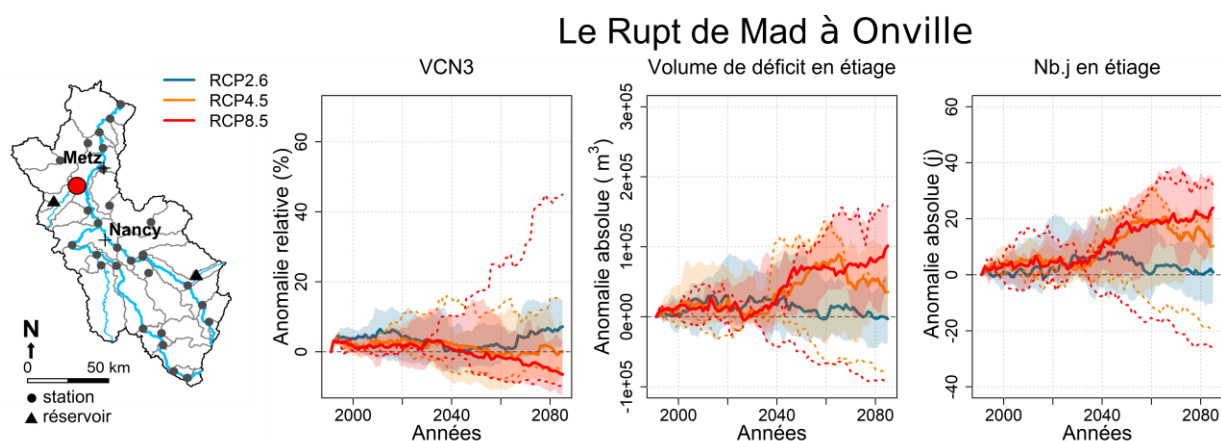


Figure 6.6 Évolution des anomalies des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en étiage et nombre de jours en étiage) des bas débits du Rupt de Mad à Onville. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique, la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5, les couples de modèles extrêmes, c.à.d. le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

À l'aval du bassin versant de la Moselle, à la station de Perl, la Figure 6.7 montre des changements plus modérés que ceux des bassins en amont. À l'horizon 2021-2050, le VCN3 simulé présente une augmentation médiane de +3.5 % (de -5.5 % à +15 %), +4.1 % (de -9.8 % à +11.4 %), et +4.3 % (-5.2 % à +11.7 %) respectivement pour les RCPs 2.6, 4.5, et 8.5. Les projections présentent une légère augmentation des débits d'étiages à l'horizon 2021-2050. Néanmoins, les caractéristiques d'intensité et de durée évoluent à la baisse, et les médianes des projections indiquent une aggravation du déficit et un allongement des étiages. Ainsi, le déficit médian augmente d'environ +784 000 m<sup>3</sup> (-3 872 000 à +8 314 000 m<sup>3</sup>), +1 600 000 m<sup>3</sup> (-2 642 000 à +9 762 000 m<sup>3</sup>), et +359 000 (-4 154 000 à +11 934 000) pour les RCPs 2.6, 4.5, et 8.5. L'anomalie du nombre de jours dans l'année en étiage par rapport au seuil actuel augmente pour atteindre à l'horizon 2021-2050 : +4 jours (de -9 à +16 jours), +3 jours (de -6 jours à +17 jours), et +4 jours (de -9 à +21 jours).

À l'horizon 2070-2099, la diminution médiane du VCN3 calculée à partir des scénarios RCP 4.5 et 8.5 indiquent respectivement -2 % (de -13.6 % à +5.3 %) et -8.7 % (de -24.7 % à +4.8 %). Pour le déficit pendant les étiages, la médiane indique une aggravation du déficit avec en moyenne +5 186 000 m<sup>3</sup> (de -2 406 000 à +13 577 000 m<sup>3</sup>) à +11 336 000 m<sup>3</sup> (de +2 739 000 à +24 588 000 m<sup>3</sup>) selon les RCPs 4.5 et 8.5. Dans le même temps, le nombre de jours passés en étiage a augmenté de +11 jours (de -2 à +29 jours) et +25 jours (de +5 à +40 jours).

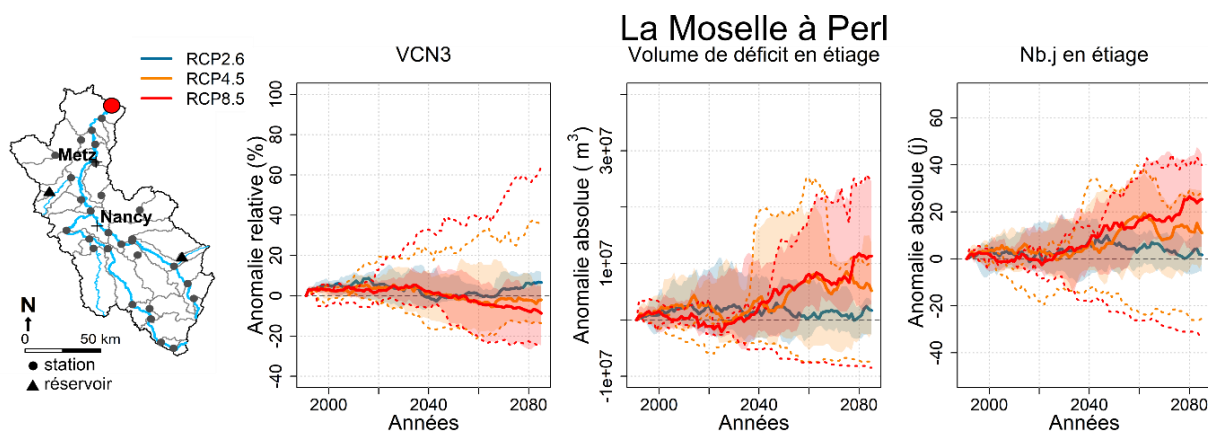


Figure 6.7 : Évolution des anomalies des caractéristiques (VCN3, volume de déficit en été et nombre de jours en été) des bas débits de la Moselle à Perl. Les indicateurs sont calculés sur des périodes glissantes de 30 ans décalées d'un an, et pour chaque scénario socio-économique, la médiane et une enveloppe de confiance associée aux centiles 10 et 90 sont représentées. De plus, pour les RCPs 4.5 et 8.5, les couples de modèles extrêmes, c.à.d. le plus optimiste et le plus pessimiste, sont représentés en pointillés.

L'impact du changement climatique sur chaque indicateur est maintenant analysé pour l'ensemble du bassin versant de la Moselle pour chaque scénario socio-économique avec les incertitudes associées afin d'identifier une éventuelle organisation géographique des changements modélisés. Les stations les plus impactées, en ce qui concerne le RCP 4.5, à la fois en termes de VCN3 et de nombre de jours d'été, sont celles situées sur l'amont du bassin de la Moselle et de la Meurthe (Figure 6.8), traduisant en partie l'effet du gradient topographique sur les précipitations. Ou bien, le fait que plus les bassins sont petits, plus ils sont vulnérables, car un manque ne peut pas être comblé facilement aussi facilement par une autre partie du bassin comme pour les plus grands. Les bassins vosgiens semblent donc être plus sensibles que ceux situés en aval. Ce gradient de réponse au changement climatique est particulièrement visible pour les projections issues du scénario RCP 8.5 (Figure 6.9). Sur les sous-bassins avec une évolution très faible du VCN3 sur la partie intermédiaire et aval du bassin, et une évolution plus forte du volume de déficit et du nombre de jours passés en été peut être notée. En ce qui concerne les incertitudes, un schéma régional plus complexe est observé. Il semble effectivement que les sous-bassins présentant les changements les plus importants soient associés à de plus fortes incertitudes. Il semble également que l'incertitude dépende de la variable observée. Pour autant, les sous-bassins directement affectés par les influences humaines ne présentent pas plus d'incertitudes que des sous-bassins peu exploités.

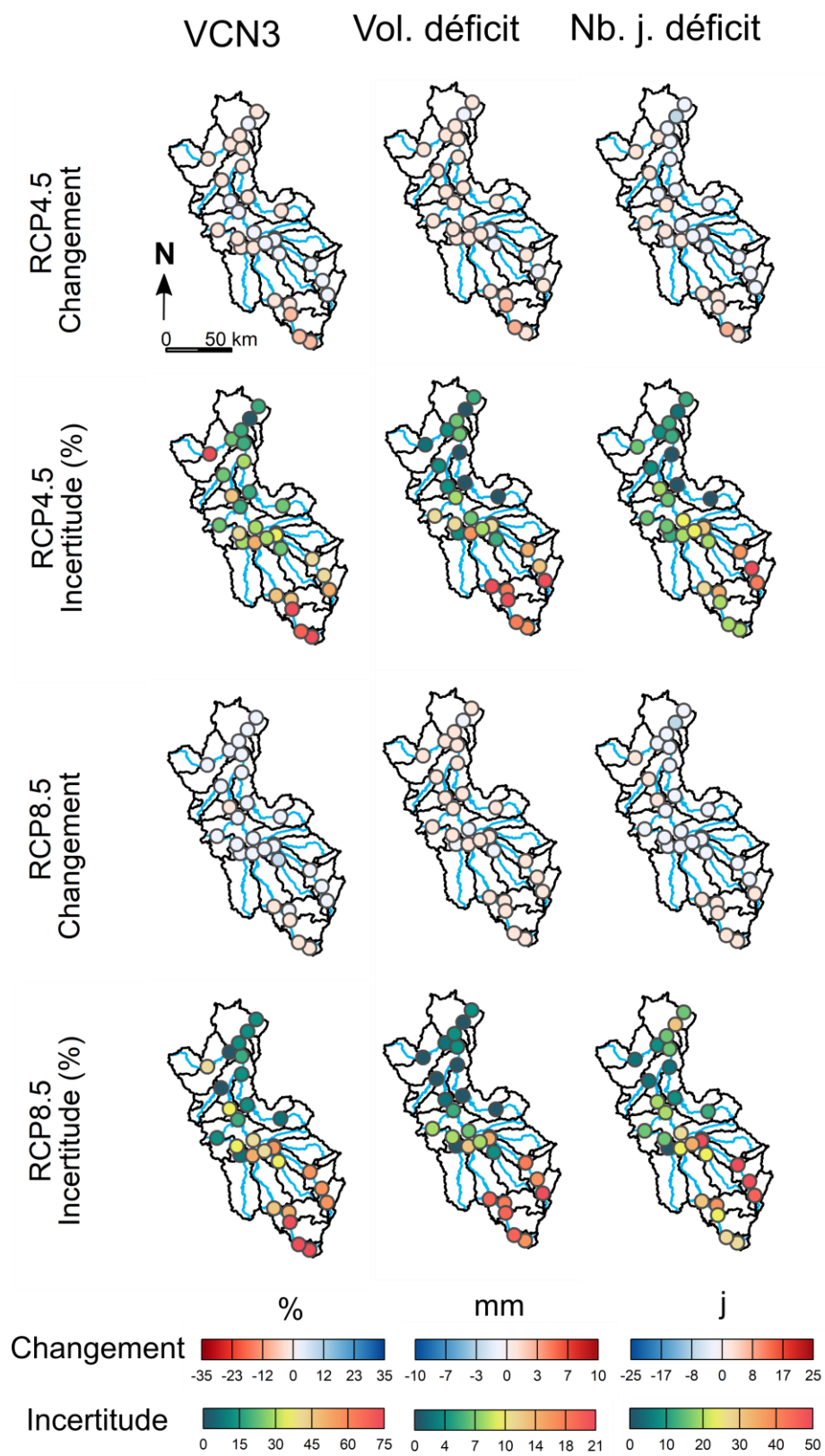


Figure 6.8 : Anomalies médianes des indicateurs d'étiages pour les stations du bassin de la Moselle, selon les trois scénarios socio-économiques, à l'horizon 2021-2050. Chaque anomalie est associée à une estimation des incertitudes basée sur l'écart-type.

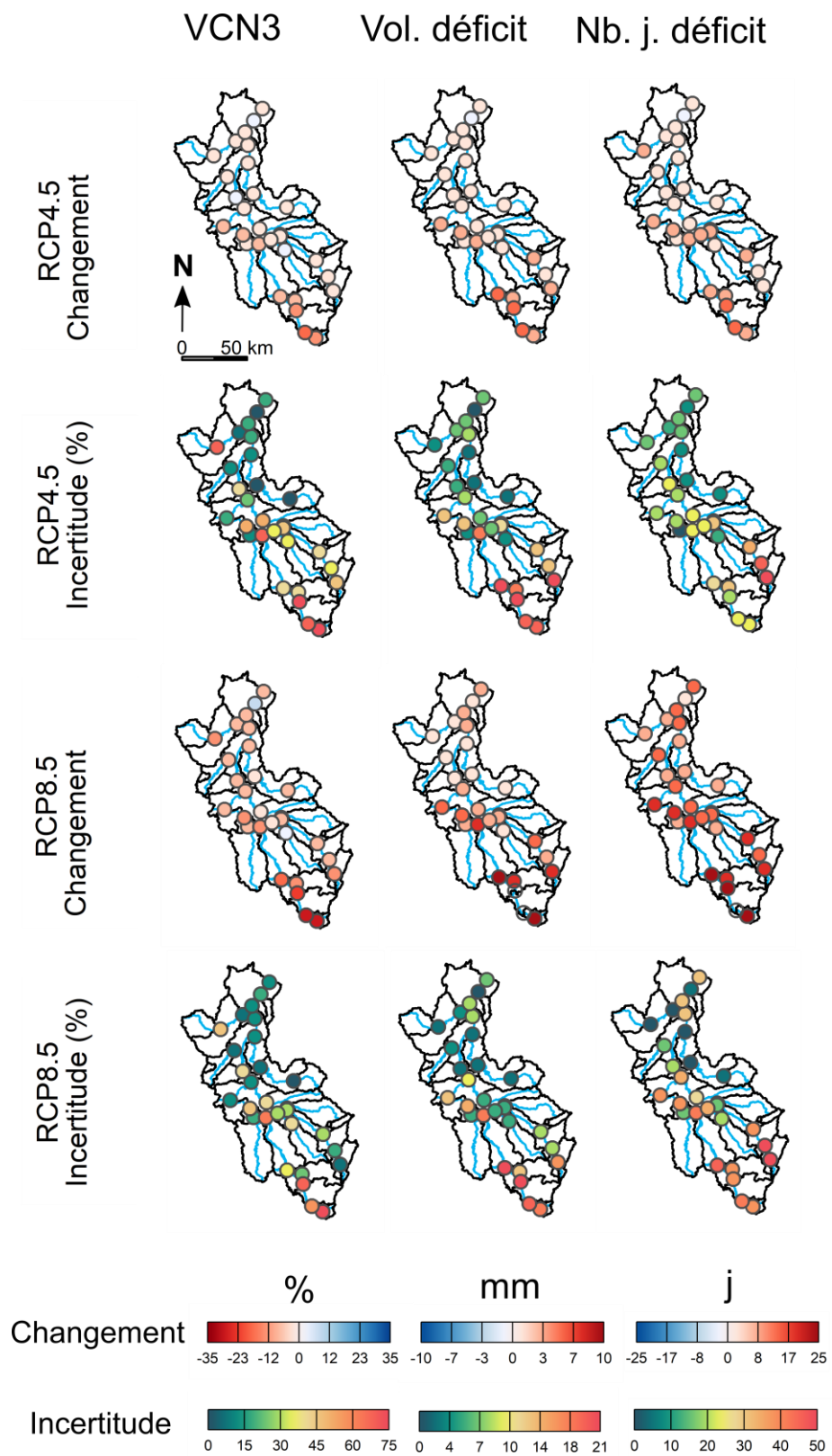


Figure 6.9 : Anomalies médianes des indicateurs d'étiages pour les stations du bassin de la Moselle, selon les trois scénarios socio-économiques, à l'horizon 2070-2099. Chaque anomalie est associée à une estimation des incertitudes basée sur l'écart-type.

La grande incertitude des projections hydrologiques est à mettre en perspective de celle des précipitations par les couples GCMs/RCMs. La Figure 6.10 montre la relation entre l'évolution des précipitations estivales et l'évolution des étiages pour chacune des projections hydrologiques issues de la chaîne RCP/GCM/RCM. Une relation linéaire est mise en évidence : plus l'anomalie de précipitation estivale est forte et plus l'aggravation des étiages est importante, quel que soit l'indicateur prospecté. Ainsi, cette figure montre les projections les plus sèches ou humides, et de quelle chaîne de modèle elles sont issues. Malgré tout, certaines projections échappent un peu à la relation. Les projections issues des couples EC-EARTH-RCA4, HadGEM2-ES-CCLM4-8-17, et IPSL-CMA5-MR-RCA4 présentent les diminutions de précipitations estivales les plus importantes, autour de -20 % à -25 % avec le RCP 8.5. À l'inverse, les projections issues du couple IPSL-CM5A-MR-WRF381P sous le scénario RCP 8.5 prévoient une forte augmentation de la pluviométrie estivale, supérieure à 20 %. Certaines projections hydrologiques montrent des diminutions faibles des caractéristiques des étiages, malgré une augmentation de la pluviométrie estivale. C'est le cas par exemple des couples CNRM-CM5-LR-ALADIN63, mais aussi de HadGEM2-ES-RegCM4-6 pour le scénario RCP 8.5. En effet, ces deux couples de modèles prévoient respectivement une augmentation moyenne de la température estivale de + 4.25 °C et + 5.25 °C, ce qui conduit indubitablement à une forte augmentation de l'évapotranspiration qui peut compenser l'augmentation des précipitations, contrairement aux deux autres couples de modèles prévoyant une augmentation de la précipitation qui sont eux associés à un réchauffement de + 2 °C seulement. Avec le RCP 8.5 la grande majorité des couples GCMs/RCMs montrent une diminution du VCN3 et une aggravation des étiages. Même les couples GCMs/RCMs qui affichent une légère augmentation des précipitations prévoient une diminution du VCN3 et des caractéristiques d'étiage.

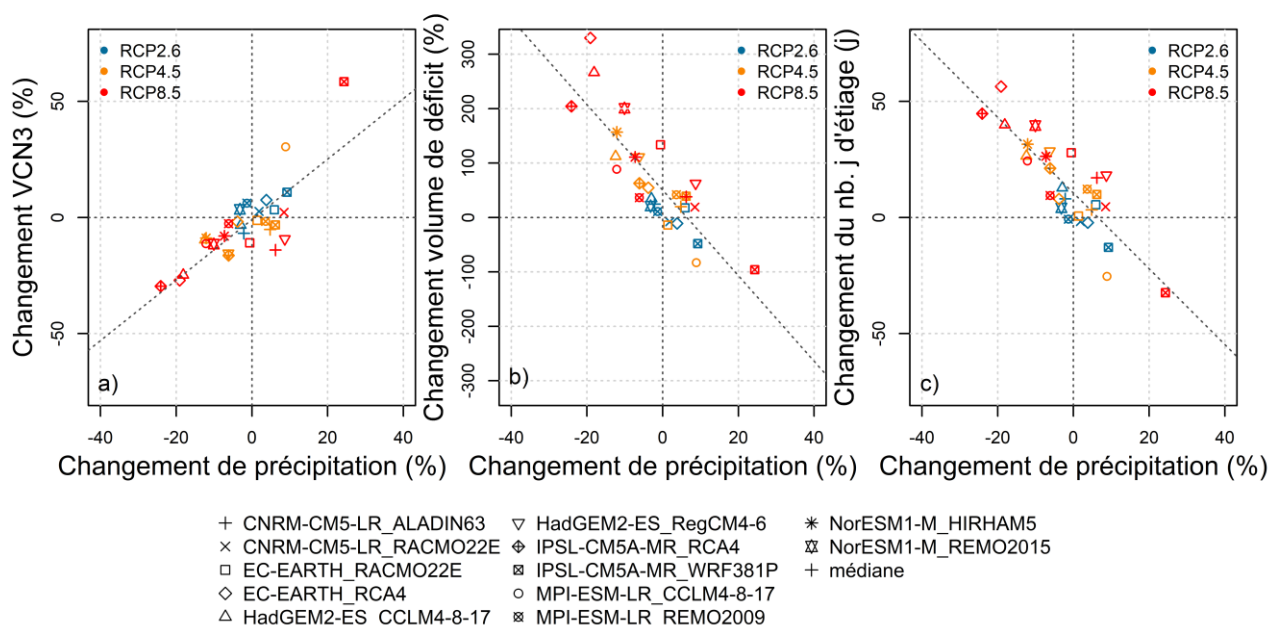


Figure 6.10 : Relation entre l'évolution des précipitations d'été (JJA) et des caractéristiques des débits d'étiages à l'horizon 2070-2099 : Anomalie relative a) du VCN3, b) du volume de déficit d'étiage, et c) anomalie absolue en nombre de jours d'étiage par rapport à l'actuel.

## 6.2 Vulnérabilité des usages de l'eau actuel

Dans cette section, nous considérons toujours une modélisation couplant une simulation de l'hydrologie avec une prise en compte des usages selon un scénario d'usages fixes, qui peuvent être restreints s'ils ne peuvent être satisfaits simultanément. Après avoir étudié les débits simulés dans la section précédente, nous nous attardons désormais sur la satisfaction des besoins en eau pour les stations avec une pression anthropique notable sur la période de référence (c.f. Chapitre 4 et Chapitre 5). Et aussi les sous-dépassements des seuils de vigilance des stations du réseau de surveillance des étiages de la DREAL.

### 6.2.1 Évolution de la satisfaction des besoins en eau sur le bassin

Grâce au module de gestion des usages de l'eau couplé au modèle hydrologique, les projections hydrologiques ont été réalisées en tenant compte des usages de l'eau mais aussi des restrictions théoriques des usages de l'eau lors d'épisodes de sécheresse. En effet, avec une diminution de la disponibilité de la ressource en eau, une compétition entre les usages peut émerger, comme on l'a montré au moyen de la hiérarchisation des différents secteurs d'usage de l'eau au chapitre 5. À partir de maintenant les résultats présentés concernent uniquement les RCP 4.5 et 8.5. En effet, le RCP 2.6 ne montre pas de signal clair d'aggravation des étiages à long terme, pour la plupart des couples GCMs/RCMs. L'analyse de l'évolution de l'équilibre entre la disponibilité de la ressource et le besoin, se concentre sur les saisons les plus critiques : l'été et l'automne. Un taux de satisfaction de 100 % montre



que le besoin en eau de l'usage est pleinement satisfait, à l'inverse un taux de satisfaction de 0% montre que la satisfaction du besoin est nulle.

La Moselle à St-Nabord montre, pour la plupart des couples de modèles climatiques et quels que soient les RCPs considérés (RCP 4.5, Figure 6.11; RCP 8.5, Figure 6.12), une diminution de sa capacité à satisfaire pleinement les besoins industriels et de navigation tout en maintenant un débit environnemental minimum. De plus, la situation après 2050 semble empirer avec des taux de satisfaction annuels plus bas, surtout pour les projections résultant du RCP 8.5. À l'horizon 2021-2050, le taux de satisfaction saisonnier médian pour l'alimentation en eau de canaux en été (Figure 6.11.a) et en automne (Figure 6.11.b) est respectivement de 72.7 % et 78.0 % pour le RCP 4.5, et de 63.5 % en été (Figure 6.12.a) et 71.8 % en automne (Figure 6.12.b) pour le RCP 8.5. À l'horizon 2070-2099, le taux de satisfaction médian pour l'alimentation en eau de canaux en été et en automne passe à 78.5% en été (Figure 6.11.a) et 82.0 % en automne (Figure 6.11.b) pour le RCP 4.5, et de 77.5 % (Figure 6.12.a) et 85.5 % (Figure 6.12.b) pour le RCP 8.5. Ces résultats sont en adéquation avec les projections hydrologiques montrées plus haut, qui montraient l'évolution des étiages. Malgré tout, la priorisation des besoins et les restrictions modélisées permettent de maintenir un débit environnemental satisfaisant dans le cadre du RCP 4.5. Cependant, pour le RCP 8.5 la situation est plus critique en fin de siècle. L'alimentation des canaux et les besoins industriels sont les usages les plus impactés, puisqu'ils sont secondaires dans la hiérarchie mise en place dans le modèle. L'évolution de la satisfaction des besoins pour l'alimentation des canaux et l'industrie avec le couple le plus pessimiste (HadGEM2-ES/CCLM4-8-17), montre des pourcentages de satisfaction saisonniers atteignant seulement les 5 %, mais également des taux de satisfaction faibles récurrents d'une année à l'autre. Enfin, sur ce sous-bassin, le contraste saisonnier sur la satisfaction des besoins est marqué entre l'été et l'automne. Avec les projections issues du RCP 4.5, seuls les couples les plus pessimistes présentent des réductions du débit environnemental en automne. En revanche, les projections issues du RCP 8.5 suggèrent un allongement des périodes où les taux de satisfaction des besoins en eau sont plus faibles, mais également un débit minimal environnemental fortement affecté en automne pour les couples les plus pessimistes.

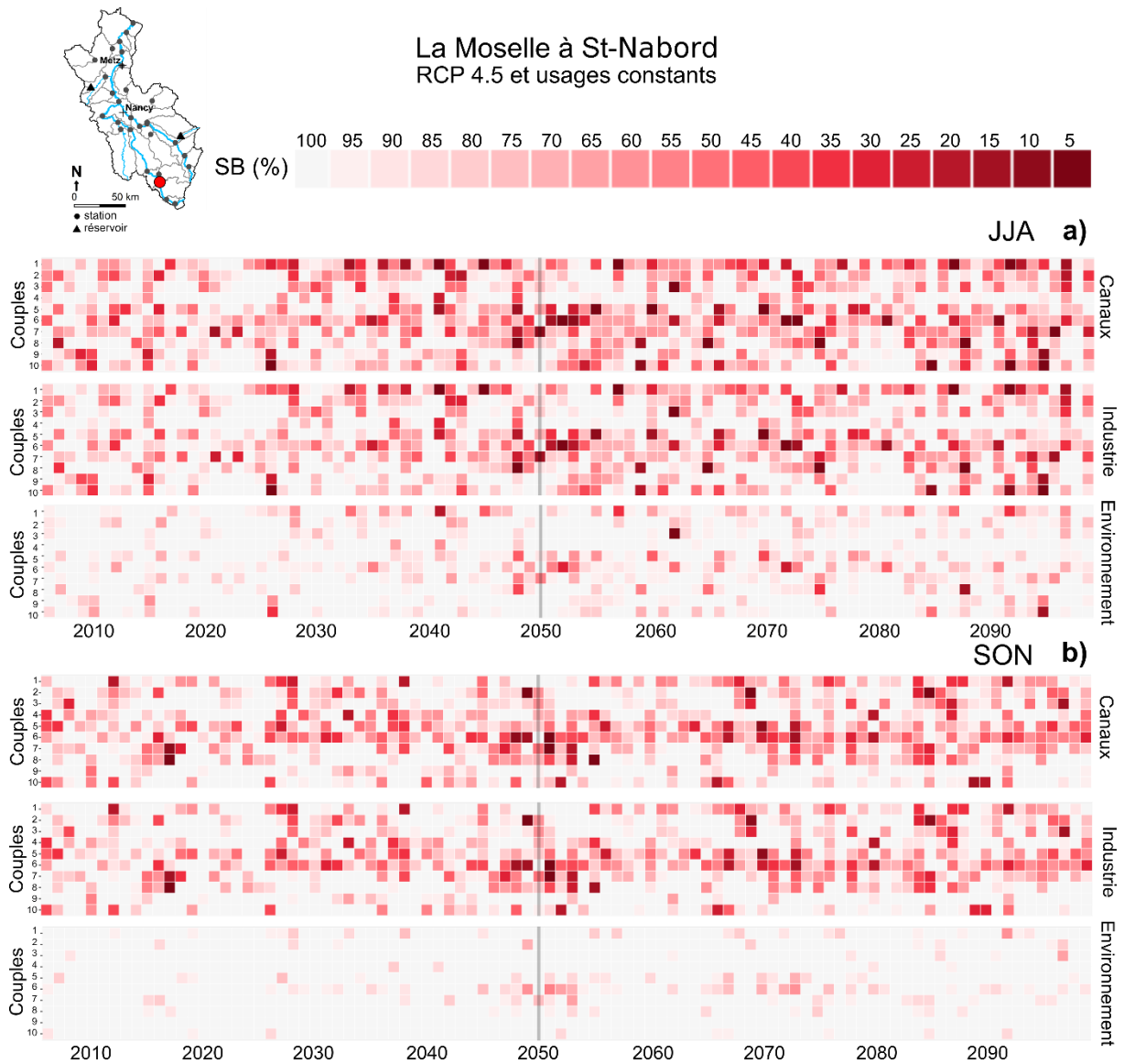


Figure 6.11 : Évolution de la satisfaction des besoins en eau (SB, en % du volume sur la saison) à usages constants dans le futur année par année sur le bassin de la Moselle à St-Nabord. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 4.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_HIRHAM5, (2) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (3) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (4) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (5) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (6) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (7) EC-EARTH\_RCA4, (8) EC-EARTH\_RACMO22E, (9) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (10) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.



Figure 6.12 : Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de la Moselle à St-Nabord. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 8.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_REMO2015, (2) NorESM1-M\_HIRHAM5, (3) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (4) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (5) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (6) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (7) HadGEM2-ES\_RegCM4-6, (8) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (9) EC-EARTH\_RCA4, (10) EC-EARTH\_RACMO22E, (11) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (12) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.

La Moselle à Pont-St-Vincent, qui est située plus en aval, présente un débit déjà beaucoup plus conséquent car elle est alimentée par ses affluents. Néanmoins, selon les RCPs et les couples GCMs/RCMs considérés, les projections hydrologiques font état d'une diminution du taux de satisfaction des besoins en eau (Figure 6.13 et Figure 6.14). Par ordre de priorité sur les usages dans le modèle, l'AEP

vient en second après le débit environnemental, donc l'évolution de la capacité du bassin à satisfaire les besoins en eau potable est d'une importance toute particulière pour les gestionnaires. Les besoins en AEP montrent une faible diminution du taux de satisfaction médian en été comme en automne pour la plupart des couples GCMs/RCMs du RCP 4.5, le taux de satisfaction médian estival de l'AEP étant de 86.6 % et celui automnal étant de 89.4 % à l'horizon 2021-2050 (Figure 6.13). Toutefois, certains couples ont des taux de satisfaction plus faibles que la médiane en automne, comme par exemple HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, EC-EARTH-RCA4 et IPSL-CM5A-MR\_RCA4. En revanche, le couple IPSL-CM5A-MR-WRF381P projette les résultats avec le plus haut taux de satisfaction des usages. En ce qui concerne le RCP 8.5 (Figure 6.14), le taux de satisfaction médian des besoins en AEP est en baisse, particulièrement en automne, pour la plupart des couples GCMs/RCMs. Pour la période 2021-2050, le taux de satisfaction médian est de 93.8 % en été et 92.8 % en automne, tandis qu'en fin de siècle (2070-2099), le taux de satisfaction médian se situe à 86.8 % en été et 82.5 % en automne. Cependant, encore une fois, les taux de satisfaction les plus bas sont ceux simulés par HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, EC-EARTH-RCA4 et IPSL-CM5A-MR\_RCA4. Les usages moins prioritaires comme l'alimentation des canaux et l'industrie suivent le même schéma, avec des taux de satisfaction plus faibles que pour l'AEP puisqu'ils sont secondaires par rapport à celle-ci. Enfin, le débit environnemental minimal à satisfaire pour maintenir le bon état écologique de la rivière est affecté faiblement et ponctuellement, car préservé par les mesures de restrictions du modèle, sauf pour les couples HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, EC-EARTH-RCA4 et IPSL-CM5A-MR\_RCA4 pour lesquels le non-respect devient plus fréquent.

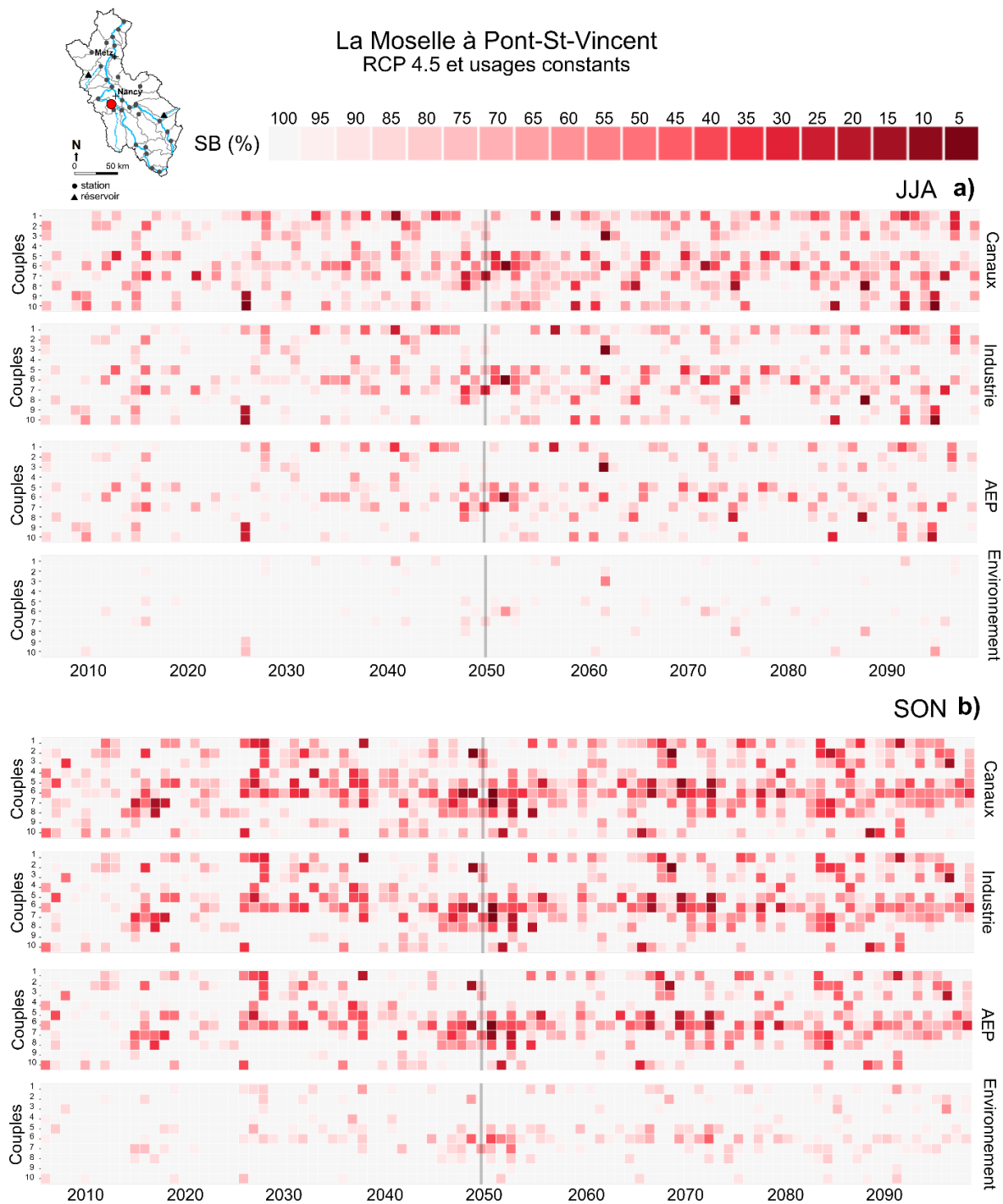


Figure 6.13 : Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de la Moselle à Pont St-Vincent. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 4.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_HIRHAM5, (2) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (3) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (4) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (5) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (6) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (7) EC-EARTH\_RCA4, (8) EC-EARTH\_RACMO22E, (9) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (10) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.



Figure 6.14 : Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de la Moselle à Pont St-Vincent. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 8.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_REMO2015, (2) NorESM1-M\_HIRHAM5, (3) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (4) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (5) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (6) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (7) HadGEM2-ES\_RegCM4-6, (8) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (9) EC-EARTH\_RCA4, (10) EC-EARTH\_RACMO22E, (11) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (12) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63

Le bassin du Rupt de Mad, exploité pour l'AEP de Metz, montre une diminution du taux de satisfaction des besoins relativement modeste. Les projections issues du RCP 4.5 (Figure 6.15) présentent de bons pourcentages de satisfaction des besoins en eau, où les difficultés sont peu récurrentes en été pour la plupart des couples GCMs/RCMs mais un peu plus récurrentes en automne, pour l'ensemble des couples. Les projections résultantes du RCP 8.5 (Figure 6.16) présentent des taux de satisfaction du même ordre de grandeur mais avec des valeurs inférieures à 100 % plus récurrentes. L'évolution de la satisfaction des besoins à l'horizon 2021-2050 est proche entre les projections hydrologiques issues du RCP 4.5 et 8.5, mais en 2070-2099 ce sont celles du RCP 8.5 qui sont les plus pessimistes. En outre, les restrictions de prélèvements sur l'AEP ont permis de préserver le débit réservé du Rupt de Mad, et de satisfaire le besoin environnemental.

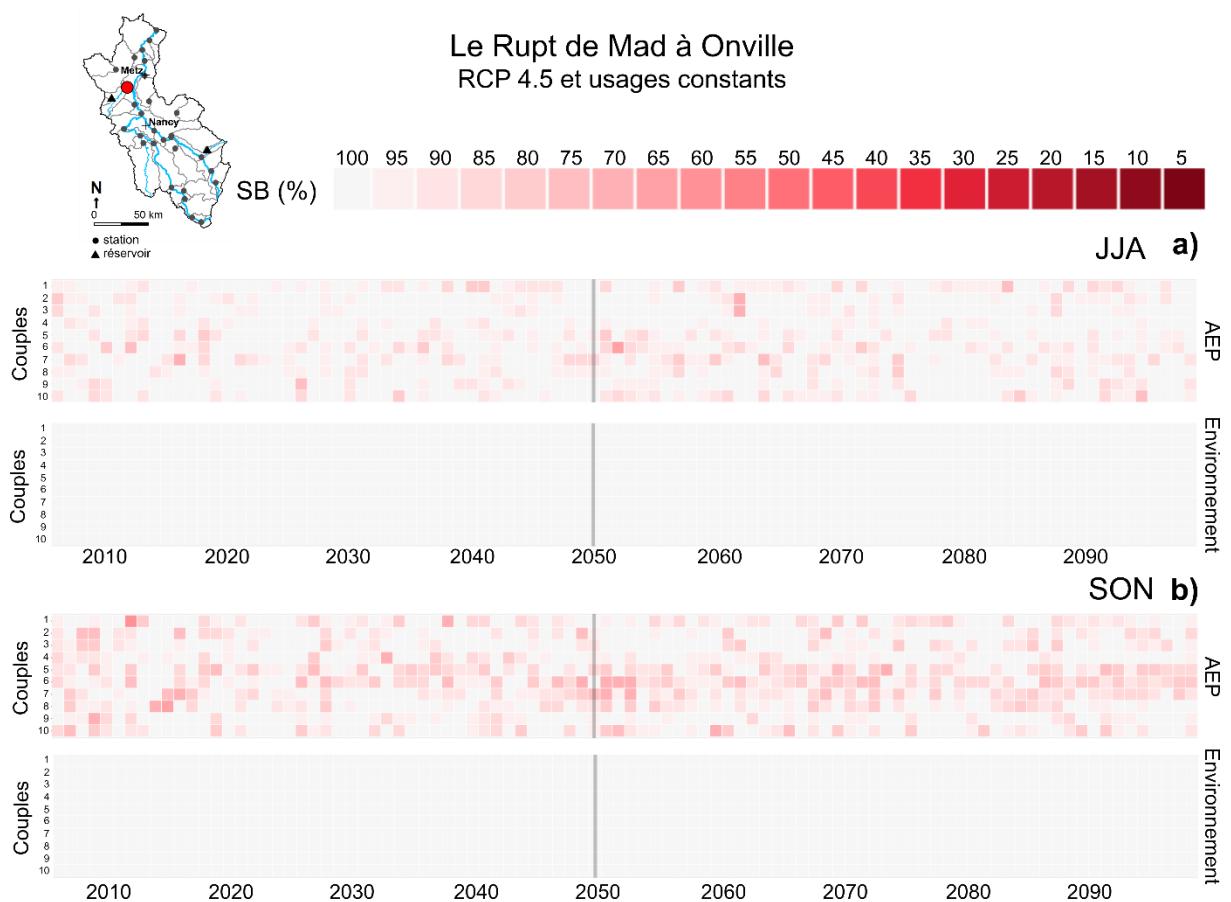


Figure 6.15 : Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de Rupt de Mad à Onville. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 4.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_HIRHAM5, (2) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (3) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (4) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (5) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (6) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (7) EC-EARTH\_RCA4, (8) EC-EARTH\_RACMO22E, (9) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (10) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.

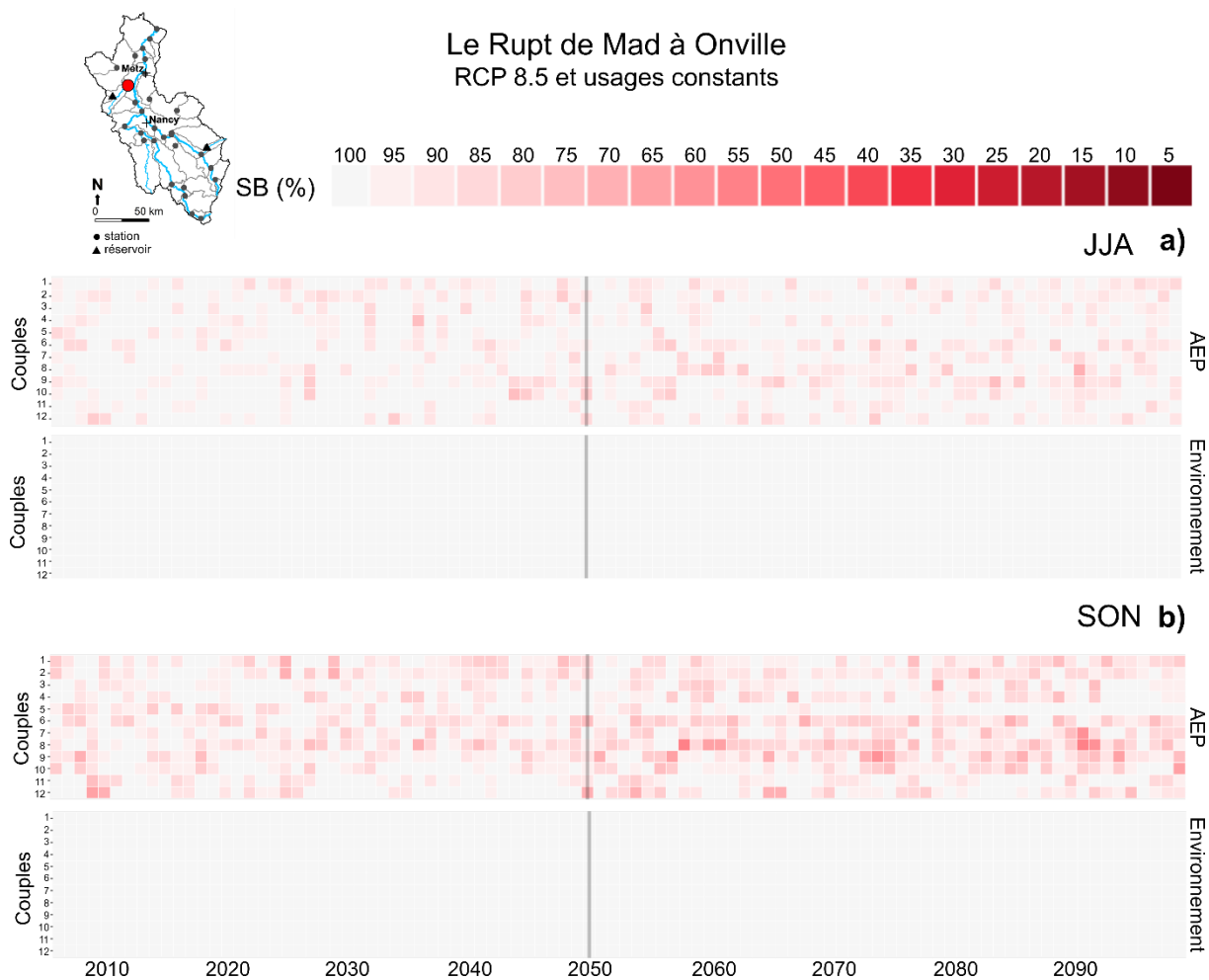


Figure 6.16 Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de Rupt de Mad à Onville. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 8.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_REMO2015, (2) NorESM1-M\_HIRHAM5, (3) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (4) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (5) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (6) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (7) HadGEM2-ES\_RegCM4-6, (8) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (9) EC-EARTH\_RCA4, (10) EC-EARTH\_RACMO22E, (11) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (12) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.

La Moselle à Perl, qui marque la fin de la Moselle française et qui supporte le refroidissement de la centrale nucléaire de Cattenom, montre des taux de satisfaction très faibles pour les usages industriels et énergétiques. Les résultats issus du RCP 4.5 (Figure 6.17) montrent des taux de satisfaction plus faibles et plus récurrents en automne qu'en été, surtout pour l'énergie. Les mêmes observations peuvent être faites avec les résultats tirés du RCP 8.5 (Figure 6.18), mais les pourcentages de satisfaction sont plus faibles. En effet, à la fin du XXI<sup>e</sup> siècle, les besoins du secteur de l'énergie présentent un taux de satisfaction médian de 78 % en été et 74% en automne, pour le RCP4.5, et de 74% en été et 65 % en automne avec le RCP 8.5. Là encore ce sont principalement les couples HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, EC-EARTH-RCA4 et IPSL-CM5A-MR\_RCA4 qui montrent les évolutions les plus défavorables. En revanche, les projections hydrologiques tirées du couple IPSL-CM5A-MR-WRF381P montrent la situation la plus optimiste, où les restrictions sont



presque absentes. En outre, malgré les restrictions de prélèvement, le débit minimal environnemental est impacté : en fin de siècle, il présente un taux de satisfaction médian de 97.5 % en été, et de 95.8 % en automne avec le RCP4.5 et de 97.4 % en été et 94.5 % en automne avec le RCP 8.5.

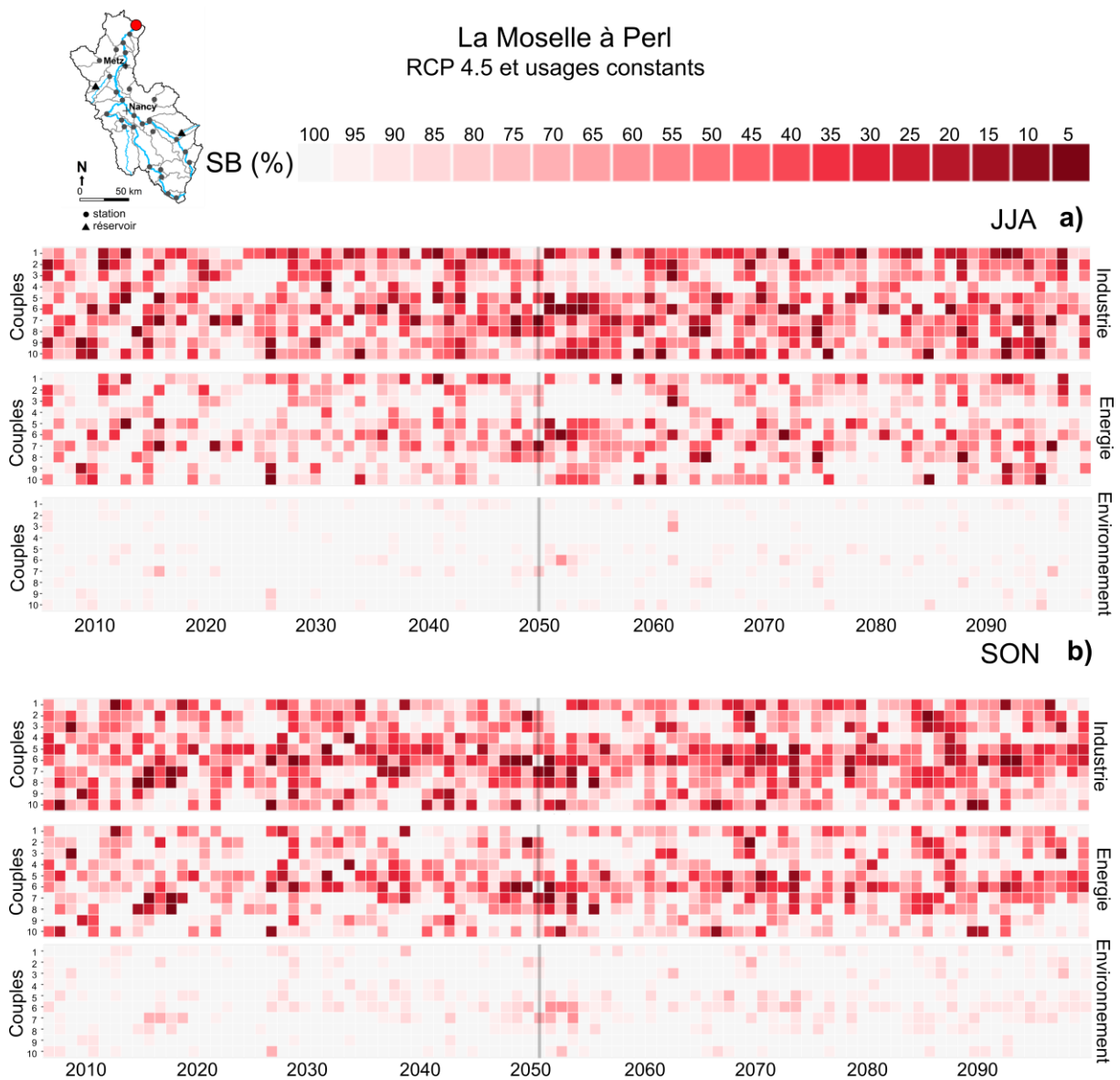


Figure 6.17 Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de la Moselle à Perl. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 4.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_HIRHAM5, (2) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (3) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (4) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (5) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (6) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (7) EC-EARTH\_RCA4, (8) EC-EARTH\_RACMO22E, (9) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (10) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.

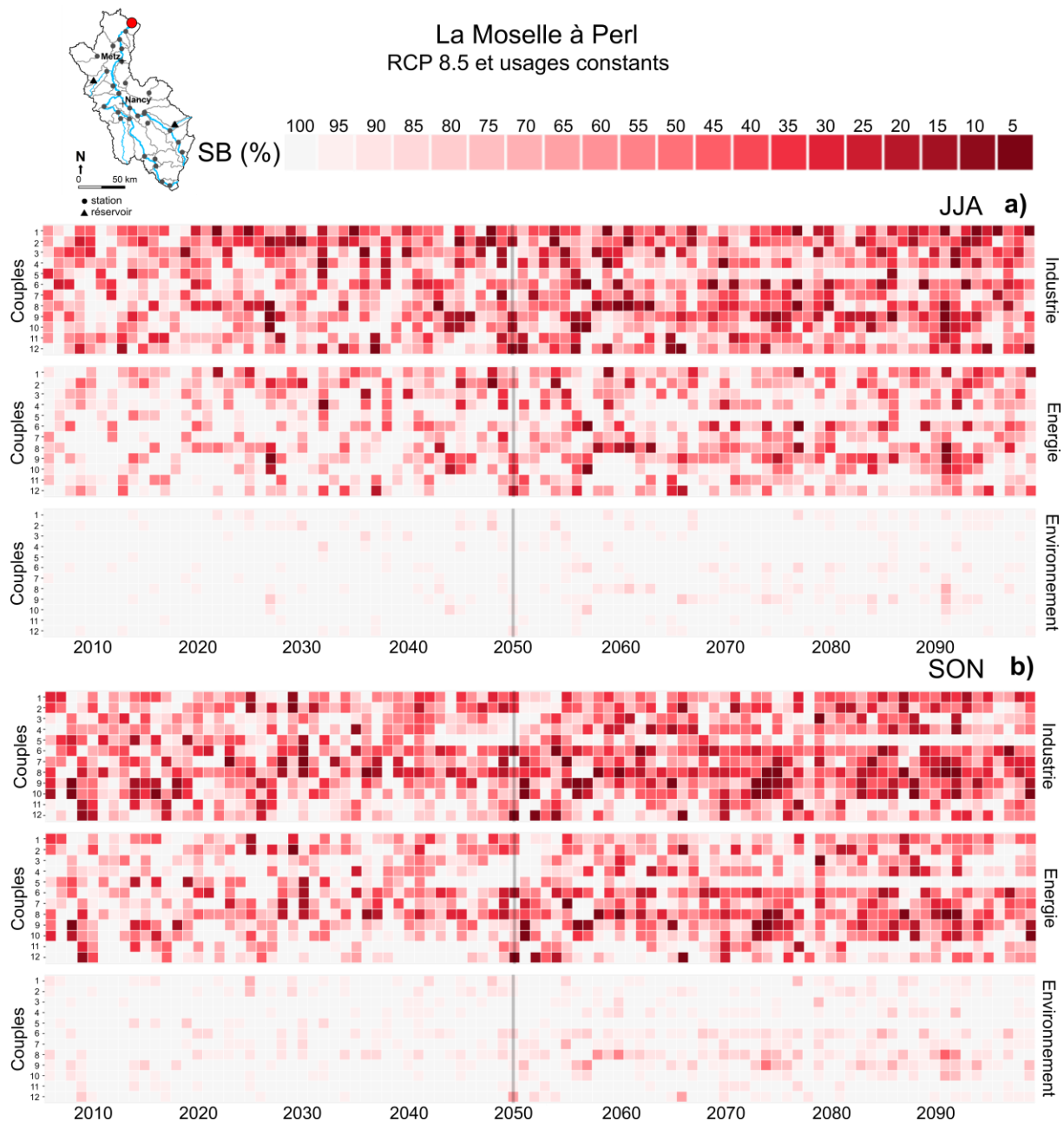


Figure 6.18 Évolution de la satisfaction des besoins (usages constants dans le futur) en eau sur le bassin de la Moselle à Perl. a) en été (JJA), b) en automne (SON) pour le RCP 8.5. Numérotation des couples GCMs/RCMs dans l'ordre : (1) NorESM1-M\_REMO2015, (2) NorESM1-M\_HIRHAM5, (3) MPI-ESM-LR\_REMO2009, (4) MPI-ESM-LR\_CCLM4-8-17, (5) IPSL-CM5A-MR\_WRF381P, (6) IPSL-CM5A-MR\_RCA4, (7) HadGEM2-ES\_RegCM4-6, (8) HadGEM2-ES\_CCLM4-8-17, (9) EC-EARTH\_RCA4, (10) EC-EARTH\_RACMO22E, (11) CNRM-CM5-LR\_RACMO22E, (12) CNRM-CM5-LR\_ALADIN63.

En résumé, les impacts du changement climatique sur les stations qui présentent déjà sur la période de référence une forte pression anthropique, sont les plus importants. Ce sont celles qui sont le plus menacées dans le futur, si les besoins restent les mêmes. Les bassins en amont de la Moselle sont très vulnérables, avec une forte diminution du taux de satisfaction des besoins industriels et d'alimentation des canaux. L'usage de l'AEP montre des taux de satisfaction qui diminuent de plus en plus sur les stations de la Moselle à Pont Saint-Vincent et du Rupt de Mad. Enfin la Moselle en aval montre aussi une diminution du taux de satisfaction des besoins industriels et énergétiques. Enfin, il semble que le débit minimum environnemental soit relativement peu impacté par le changement climatique, en étant priorisé par rapport aux autres usages.

### 6.2.2 Évolution des vigilances et alertes sècheresses

L'analyse des franchissements de seuils permet d'estimer l'impact du changement climatique sur les débits d'étiage et la gestion théorique de l'eau. La diminution des débits d'étiage fragilise l'équilibre entre les usages de l'eau et la ressource disponible. Selon l'intensité de l'étiage (caractérisée sur le bassin de la Moselle par le VCN3) différents seuils réglementaires peuvent être franchis, et caractérisent des difficultés de gestion de la ressource plus ou moins grandes. Dans cette partie, on présentera deux stations du réseau sécheresse de la DREAL, l'une en amont : la Moselle à Épinal, et l'autre en aval : La Moselle à Uckange.

La station de la Moselle à Epinal caractérise la gestion des étiages sur le secteur amont du bassin de la Moselle par la DREAL. Les projections hydrologiques à moyen terme (2021-2050) font état de changements plus ou moins modestes sur le nombre des franchissements de seuils et le nombre de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise, quel que soit le RCP utilisé. Ainsi, avec le RCP 4.5 (Figure 6.19) l'anomalie du nombre médian de semaines placées en vigilance ou en alerte et crise augmente peu à long terme, d'environ une semaine et demi par rapport à la période de référence. Cette médiane cache de grandes disparités, le couple climatique extrême montre une anomalie d'environ 4 semaines. En revanche, avec le RCP 8.5 (Figure 6.20) l'anomalie du nombre médian de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise augmente d'environ 4 semaines. De plus, c'est surtout le nombre de semaines identifiées en vigilance qui augmente, et moins celles en restriction. Malgré tout, cette augmentation est accompagnée par un changement de proportion du type de niveau de seuils. A titre de comparaison, la période de référence montre une répartition médiane des niveaux de gravité : 65% de vigilance, 20.4 % d'alerte, 6.5 % d'alerte renforcée et 6.3 % de crise. En 2021-2050 les projections hydrologiques montrent en médiane pour chaque niveau : 52.8 % de vigilance, 17.8 % d'alerte, 7.2 % d'alerte renforcée, 16.7 % de crise. En 2070-2099 la répartition médiane devient : 54.0 % de vigilance, 18.5 % d'alerte, 9.4 % d'alerte renforcée, et 19.8 % de crise. Avec le RCP 8.5, l'augmentation du nombre de semaines d'étiages est en plus associée à une augmentation de la sévérité des étiages. Le couple HadGEM2-ES/CCLM4-8-17 montre

lui aussi une évolution alarmante tant sur le nombre de semaines que la répartition des niveaux de gravité. Par exemple, à l'horizon 2070-2099 la répartition des niveaux de gravité simulée est : 43.7 % en vigilance, 17.6 % en alerte, 7.7 % en alerte renforcée, et 19.9 % en crise.

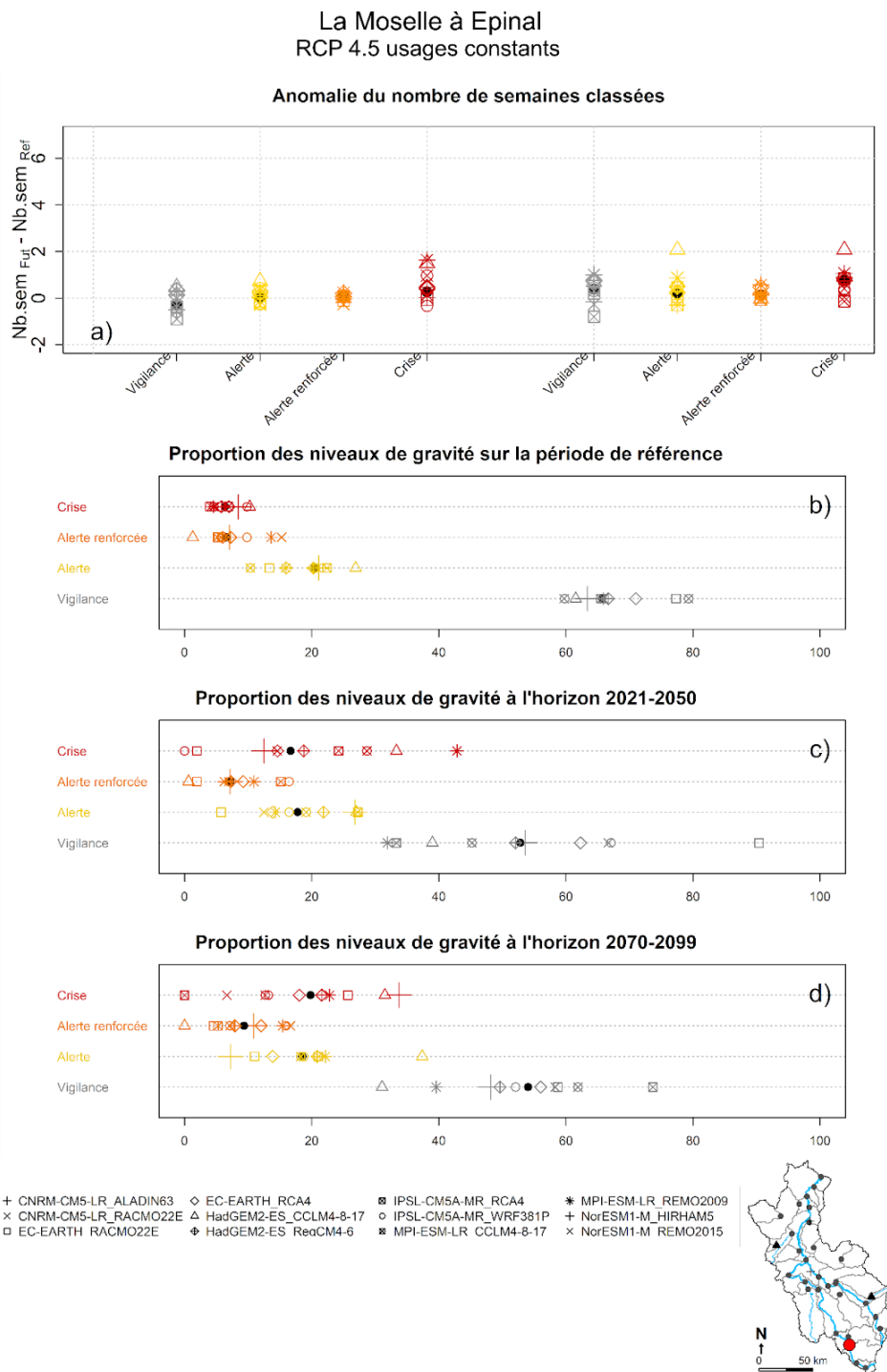


Figure 6.19 : Évolution du nombre de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise sur le bassin de la Moselle à la station d'Epinal. Les projections hydrologiques issues du RCP 4.5 sont présentées ici. Le code couleur indique le niveau de vigilance simulé en accord avec les seuils de VCN3 utilisé

par la DREAL Grand-Est. a) Anomalie du nombre de semaines en fonction du niveau de gravité. Répartition des niveaux de gravité des seuils franchis, sur la période de référence b), à moyen terme c) (2021-2050) et à long terme d) (2070-2099).

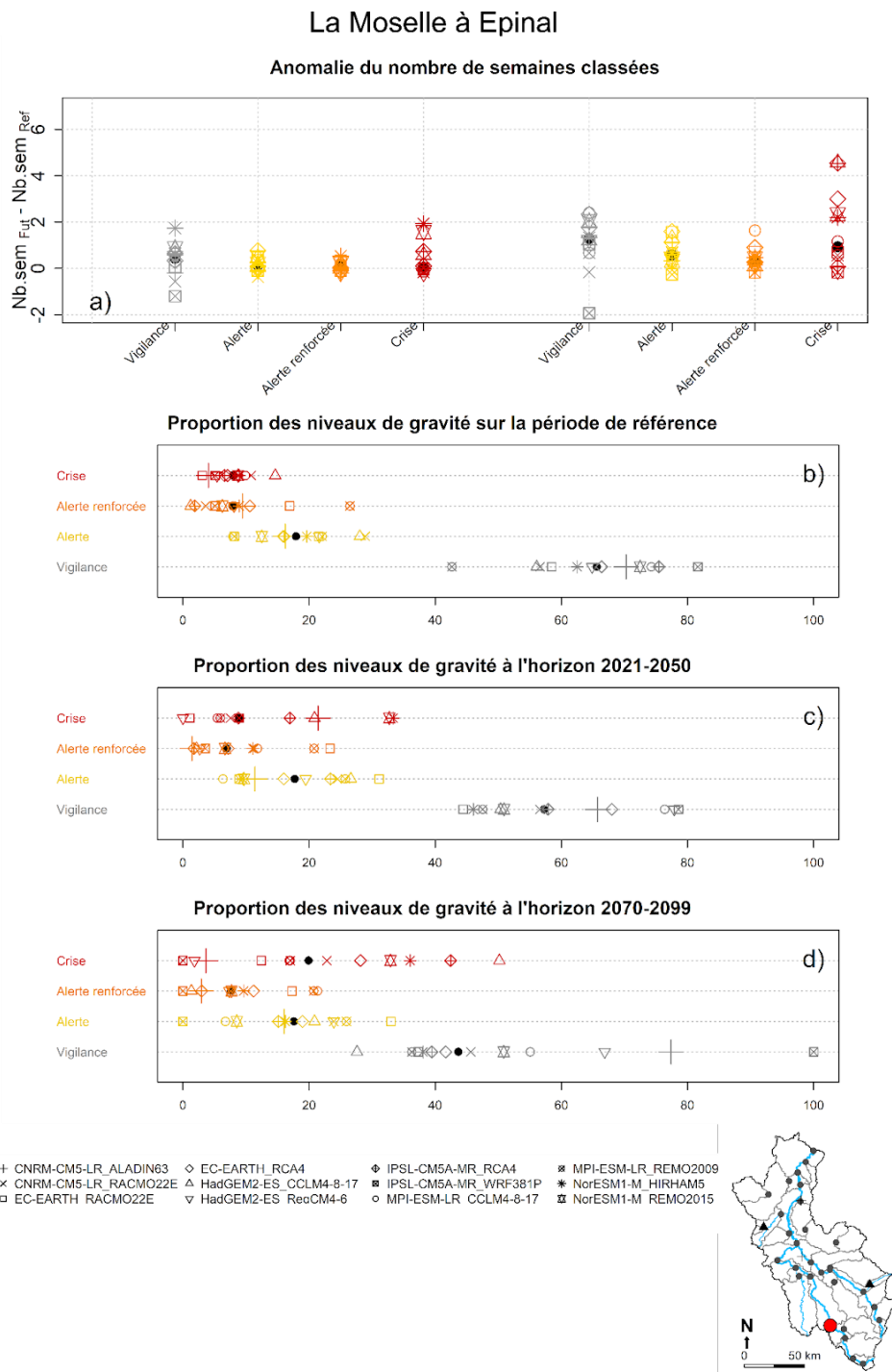


Figure 6.20 : Évolution du nombre de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise sur le bassin de la Moselle à la station d'Epinal. Les projections hydrologiques issues du RCP 8.5 sont présentées ici. Le code couleur indique le niveau de vigilance simulé en accord avec les seuils de VCN3 utilisé par la DREAL Grand-Est. a) Anomalie du nombre de semaines en fonction du niveau de gravité. Répartition des niveaux de gravité des seuils franchis, sur la période de référence b), à moyen terme c) (2021-2050) et à long terme d) (2070-2099).

La station de la Moselle à Uckange caractérise la portion aval du bassin, c'est la dernière station de la DREAL avant la frontière. À l'horizon moyen terme les projections hydrologiques réalisées avec le RCP 4.5 ne montrent aucun signal clair sur le nombre médian de semaines en vigilance ou d'alerte et crise (Figure 6.21). En revanche, à l'horizon 2070-2099, le nombre médian de semaines classées augmente faiblement d'environ 1 semaine. Cependant pour le RCP 8.5 (Figure 6.22) à long terme (2070-2099), c'est une augmentation médiane d'environ 2,7 semaines en vigilance ou d'alerte et crise. Ce sont surtout les semaines classées en vigilance et en alerte qui augmentent le plus. À noter tout de même la plus forte variabilité entre les projections hydroclimatiques, qui se fait également sentir sur les proportions des niveaux de gravité. En période de référence, la répartition médiane des niveaux de gravité est la suivante : 61.3 % en vigilance, 21.0 % en alerte, 6.4 % en alerte renforcée, et 9.4 % en crise. A long terme la répartition devient, 54.3 %, 26.1 %, 4.4 %, et 14.3 %. En somme, les projections hydroclimatiques tirées du RCP 4.5 montrent un signal très faible sur l'évolution des franchissements de seuils de gestion. Mais en revanche avec le RCP 8.5 un signal clair se dégage, et fait état d'un allongement des périodes de vigilances et aussi pour les niveaux de gravité plus importants. Les couples les plus pessimistes donnent à voir des évolutions très inquiétantes notamment avec une forte augmentation du nombre de semaines classées et une forte représentation du niveau de gravité "crise" dans les semaines classées en restriction. Par exemple, le couple HadGEM2-ES/CCLM4-8-17 montre une augmentation de plus de 4 semaines placées soit en vigilance soit en alerte ou crise. Mais aussi, une répartition à long terme des niveaux de gravité de 24.0 % en vigilance, 44.0% en alerte, 8,7 % en alerte renforcée, et 23.2 % en crise.

La Moselle à Uckange  
RCP 4.5 usages constants

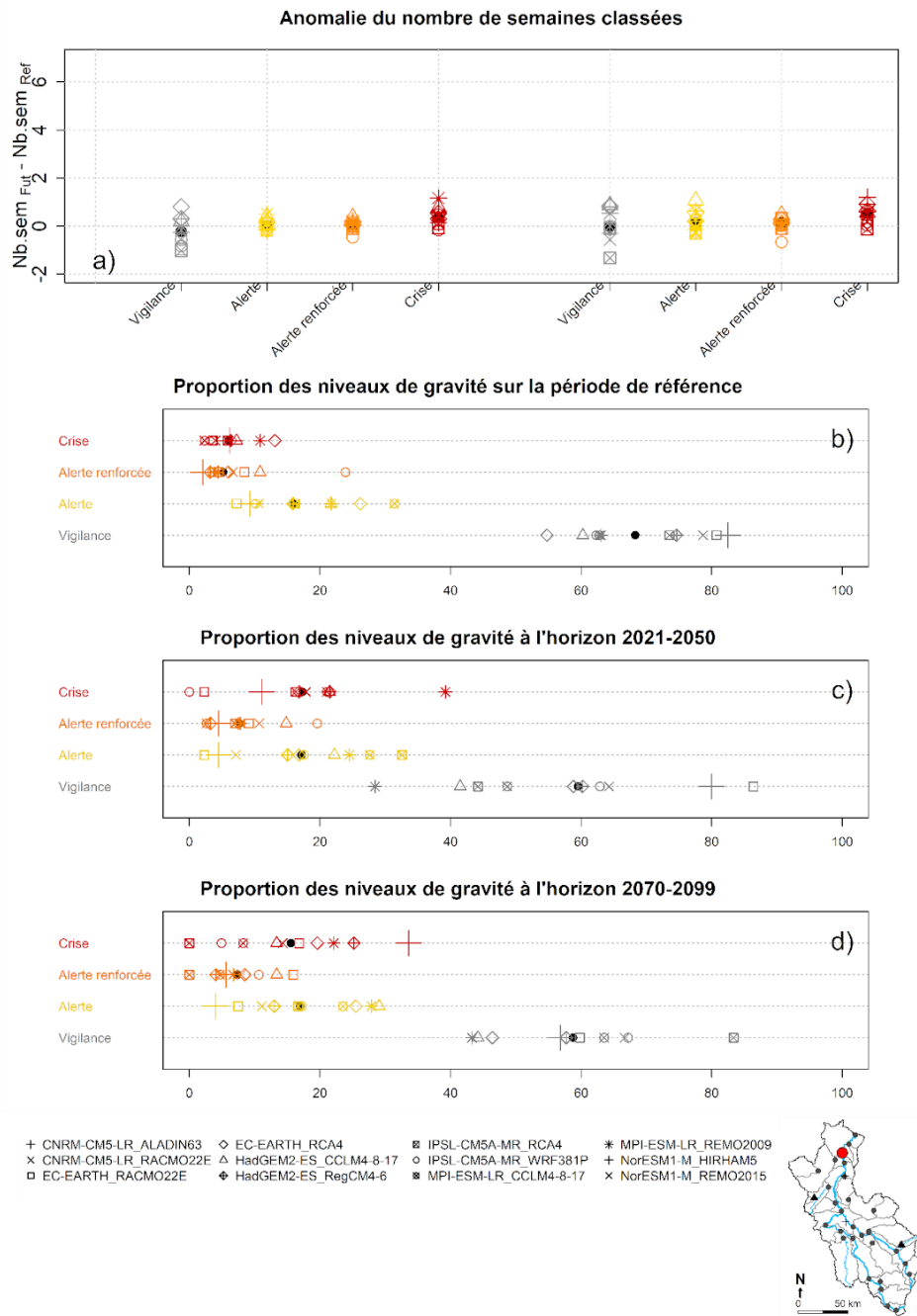


Figure 6.21 : Évolution du nombre de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise sur le bassin de la Moselle à la station d'Uckange. Les projections hydrologiques issues du RCP 4.5 sont présentées ici. Le code couleur indique le niveau de vigilance simulé en accord avec les seuils de VCN3 utilisé par la DREAL Grand-Est. a) Anomalie du nombre de semaines en fonction du niveau de gravité. Répartition des niveaux de gravité des seuils franchis, sur la période de référence b), à moyen terme c) (2021-2050) et à long terme d) (2070-2099).

## La Moselle à Uckange RCP 8.5 et usages constants

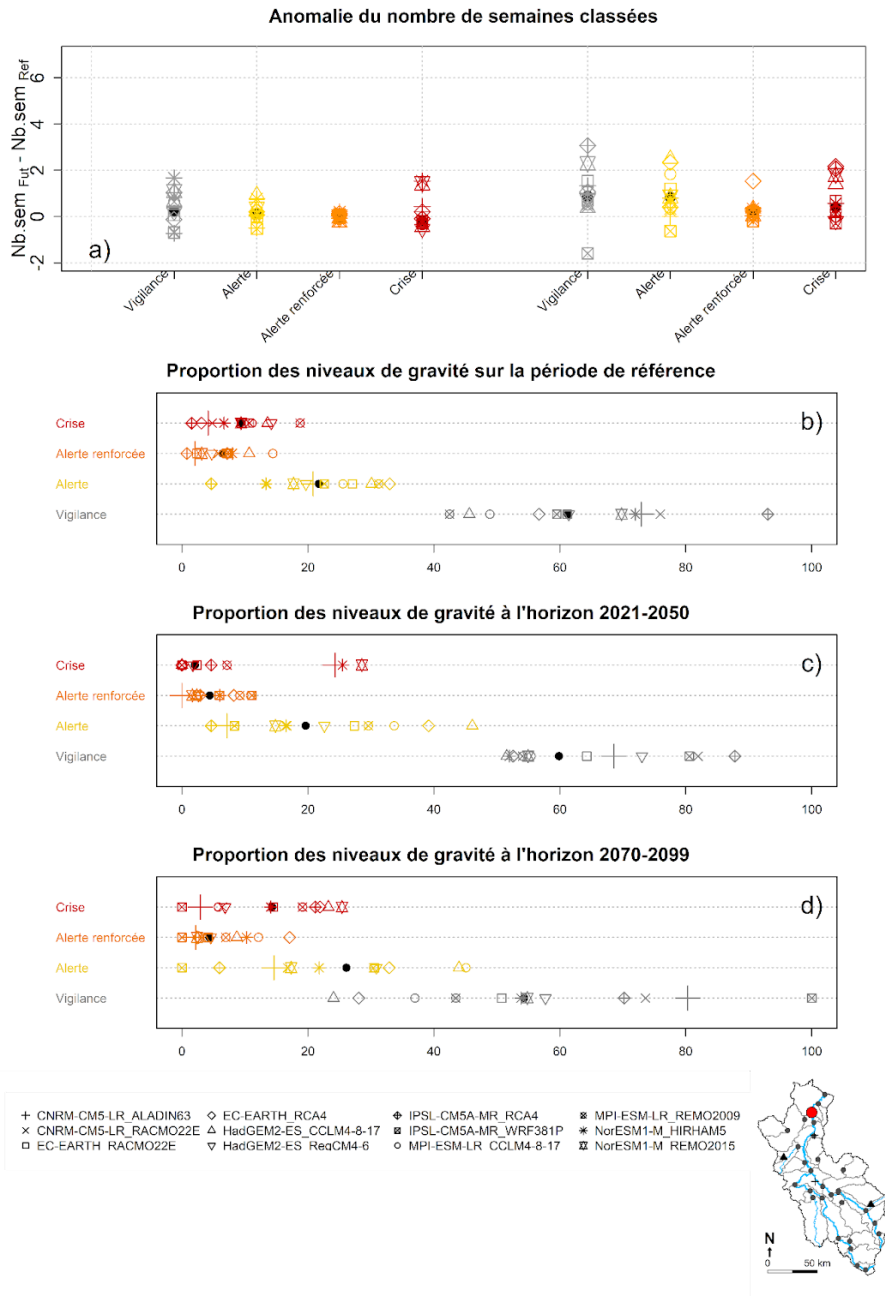


Figure 6.22 : Évolution du nombre de semaines placées en vigilance ou en alertes et crise sur le bassin de la Moselle à la station d'Uckange. Les projections hydrologiques issues du RCP 8.5 sont présentées ici. Le code couleur indique le niveau de vigilance simulé en accord avec les seuils de VCN3 utilisé par la DREAL Grand-Est. a) Anomalie du nombre de semaines en fonction du niveau de gravité. Répartition des niveaux de gravité des seuils franchis, sur la période de référence b), à moyen terme c) (2021-2050) et à long terme d) (2070-2099).



## 6.3 Évaluation des scénarios d'évolution de la demande en eau sous changement climatique

Dans cette section, nous nous intéressons à l'évolution de la satisfaction des besoins en eau dans le futur selon les quatre scénarios d'évolution de la demande préalablement définis. Par ailleurs, nous étudions l'impact de ces quatre scénarios sur les débits.

### 6.3.1 Évolution et évaluation de l'équilibre entre la disponibilité et le besoin

Le Tableau 6.1 présente les résultats de l'évolution de la capacité du bassin à satisfaire les besoins en eau des différents secteurs, en fonction de quatre scénarios d'évolution des besoins en eau jusqu'à la fin du 21<sup>e</sup> siècle. Comme présenté précédemment avec le scénario d'usage constant, le changement climatique affecte la capacité du bassin de la Moselle à satisfaire l'ensemble des besoins en eau en été et en automne, pendant la période de basses eaux. Les scénarios d'évolution des besoins affectent l'équilibre entre l'offre et la demande, soit en augmentant la demande (scénario d'augmentation des besoins) soit en diminuant la demande (scénarios tendanciel et écologique).

Pour la Moselle à St-Nabord, le taux de satisfaction médian des différents besoins diminue avec le changement climatique. Le taux de satisfaction médian du débit minimal environnemental passe de 95.3 % sur la période de référence à 94.2 % à moyen terme (2021-2050), puis à 90 % à long terme (2070-2099), en été avec le RCP 4.5. Avec le RCP 8.5 en été les taux de satisfaction diminuent : 95.4 % sur la période de référence, 93.1 % à moyen terme, et 87.0 % à long terme. Pour les usages anthropiques les taux de satisfaction sont plus faibles, puisqu'ils ne sont pas prioritaires par rapport au débit environnemental dans le modèle de gestion. L'usage industriel qui est prioritaire vis-à-vis des prélèvements pour les canaux montre en été avec le RCP 4.5 un taux de satisfaction médian allant de 86.7 % sur la période de référence, à 83.58 % à moyen terme, et 77.3 % à long terme. Le RCP 8.5 fait état de projections plus pessimistes en montrant une évolution allant de 86.7 % sur la période de référence, à 82.0 % à moyen terme, et puis 69.3 % à long terme. Enfin les prélèvements pour les canaux sont les premiers à être restreints en période de tension, ainsi en été avec le RCP 4.5 les résultats montrent un taux de satisfaction en baisse : de 81.8 % (en période de référence), à 78.5 % à moyen terme, et de 72.7 % à long terme. Les projections provenant du RCP 8.5 font état de taux de satisfaction médians en été plus faibles, dans le même ordre : 82.4 %, 77.6 %, et 63.5 %.

En revanche, sur ce bassin, les scénarios d'évolution des besoins en eau ne semblent pas avoir joué de rôle. En effet, les pourcentages médians de satisfaction des besoins ne sont pas particulièrement affectés par les évolutions des besoins. Sur

ce bassin, l'équilibre entre la ressource disponible et le besoin est donc piloté principalement par les conditions climatiques.

Pour la Moselle à Pont-St-Vincent, le pourcentage de satisfaction médian projeté pour le débit environnemental reste très élevé, et est équivalent quel que soit le scénario d'évolution des besoins envisagés. Ainsi, pour les projections issues du RCP 4.5 en été le pourcentage de satisfaction passe de 99.3 % sur la période de référence et à moyen terme (2021-2050), à 98.7 % à long-terme (2070-2099). Les projections du RCP 8.5 en été vont de 99.5 % en période de référence, à 99.2 % (2021-2050), puis 98.7 % (2070-2099). En automne, les taux de satisfaction sont généralement plus forts avec les projections du RCP 8.5 que celles du RCP 4.5. Contrairement à la station précédente, la satisfaction des usages dépend en partie des scénarios d'évolution des usages de l'eau. Pour l'AEP, l'usage anthropique le plus prioritaire, les projections sur la satisfaction des besoins issues du scénario d'augmentation des besoins sont presque les mêmes que celles issues d'une modélisation considérant les usages de l'eau constant. Ainsi, avec le scénario constant les projections du RCP 4.5 montrent en été, un taux de satisfaction allant de 96.4 % (période de référence), à 95.8 % (2021-2050), puis 90.6 % (2070-2099). Même observation pour les projections issues du RCP 8.5, le pourcentage de satisfaction estivale va de 97.0% (période de référence) à 93.8 % (2021-2050), puis 89.7 % (2070-2099). Les résultats issus du scénarios d'augmentation des besoins ont moins de 1 % d'écart avec ceux issues du scénario où les besoins sont constants. Les conclusions sont différentes pour les projections issues des scénarios d'évolution tendanciel ou écologique. Ces deux scénarios projettent tous deux une diminution des besoins en eau, les projections sur la satisfaction des besoins sont donc très proches et montrent une satisfaction en légère augmentation. Par exemple, pour le scénario d'évolution tendanciel des besoins associés au RCP 4.5, le pourcentage de satisfaction estivale de l'AEP calculé est de 97.0 % à moyen terme (2021-2050), puis de 93.0 % à long terme (2070-2099). Avec le RCP 8.5, le pourcentage de satisfaction estivale des besoins AEP diminue un peu plus, de 95.4 % à moyen terme (2021-2050) à 92.4 % à long terme (2070-2099). Les taux de satisfactions diminuent aussi en automne et sont même plus faibles que celles en été. Pour l'usage industriel, les pourcentages de satisfaction sont aussi dépendants du scénario d'évolution des besoins. Dans le cas du scénario où les usages sont constants : avec le RCP 4.5 en été le taux de satisfaction médian évolue de 96.4 %, à 94.3 % à moyen terme, puis 88.4 % à long terme; tandis qu'avec le RCP 8.5 montre une diminution du taux de satisfaction qui passe de 97.0%, à 91.7 % à moyen terme, et 86.8 % à long terme. Ces taux de satisfaction sont plus élevés avec les scénarios d'évolution des besoins tendanciel et écologique.

Pour le Rupt de Mad, le bassin versant exploité pour l'AEP de la ville de Metz, les résultats montrent ici l'importance des scénarios d'évolution des besoins en eau. En effet, en considérant les besoins constants, les taux de satisfaction médians pour l'AEP en été issus du RCP 4.5 sont de 94.1 % (période de référence), à 96.2 % (2021-

2050), puis 95.5 % (2070-2099); celles calculées à partir du RCP 8.5 vont de 94.0 % (période de référence), à 95.4 % (2021-2050), puis à 94.1 % (2070-2099). Avec le scénario d'augmentation des besoins en eau, le pourcentage de satisfaction des besoins diminue: de 94.1 % à moyen terme (2021-2050), puis 92.4 % à long terme (2070-2099) avec le RCP 4.5 ; et 93.8 % (2021-2050) à 90.2 % (2070-2099) avec le RCP 8.5. En revanche, les projections issues des scénarios d'évolution des besoins en eau tendanciels et écologiques montrent une satisfaction entière des besoins en AEP, quel que soit l'horizon et le scénario climatique considérés. En outre, on remarque que le débit minimal environnemental n'est pas impacté et est toujours respecté, les restrictions sur l'usage AEP préservent le débit environnemental.

Enfin, les projections sur la Moselle à Perl montrent l'impact du changement climatique sur la capacité du bassin à satisfaire conjointement les besoins industriels et énergétiques tout en essayant de préserver un débit minimal à la frontière. L'évolution des taux de satisfaction des besoins en prenant en compte des scénarios d'évolution de la demande en eau est très différente en comparaison au cas où les besoins en eau sont considérés constants. En effet, les scénarios d'évolution de la demande tiennent compte d'un arrêt des besoins en eau pour le secteur énergétique. Ainsi, dans le cas où la demande est considérée constante le pourcentage de satisfaction médian du secteur industriel et énergétique est relativement faible, par exemple en été avec le RCP 4.5 les projections indiquent des taux de satisfaction médians compris entre 65.0 % et 63.2 % pour les secteurs industriels ; et compris entre 84.0 % et 78.0 % pour le besoin énergétique respectivement à moyen et long terme. Avec le RCP 8.5 les taux de satisfaction sont plus faibles entre 65.9 % et 52.8 % pour le secteur industriel ; et compris entre 80.5 % et 74.0 % pour le secteur énergétique. Cependant, les projections qui tiennent compte de l'arrêt des réacteurs sur le bassin montrent pour le secteur industriel des taux de satisfaction plus faibles que précédemment. En été, avec le RCP 4.5, le pourcentage de satisfaction médian des besoins industriels est de 68.8 % à moyen terme et de 78.4 % à long terme avec une évolution des besoins tendancielle ; de 64.4 % et 77.7 % avec une augmentation des besoins ; et de 75.9 % à 78.4 % avec un scénario d'évolution des besoins écologiques. Dans ces trois cas-là, la vulnérabilité du secteur industriel diminue fortement à long terme, profitant probablement de la réduction des besoins en eau énergétiques.

Tableau 6.1 : Médianes des projections de l'évolution des besoins satisfaits en pourcentage, pour les différents usages de la ressource évoluant selon différents scénarios d'évolution des besoins en été (JJA) et en automne (SON). Les projections sont basées sur les RCPs 4.5 et 8.5 à moyen terme (2021-2050) et long terme (2070-2099) et l'ensemble des couples disponibles. Tous les usages ne sont pas présents sur tous les bassins. Par ailleurs, l'usage énergétique devient nul en fin de siècle dans les scénarios tendanciel, augmentation et écologique.

		Scénario d'usage		Constant		Tendanciel		Augmentation		Écologique	
Usage	RCPs		Référence	2021-2050	2070-2099	2021-2050	2070-2099	2021-2050	2070-2099	2021-2050	2070-2099
<b>La Moselle à St-Nabord</b>											
Can.	4.5	JJA	81.75	78.47	72.68	77.85	72.97	77.71	72.78	77.86	72.98
		SON	86.35	82.04	78.04	82.14	77.50	82.09	77.44	82.14	77.51
	8.5	JJA	82.38	77.46	63.49	77.59	64.04	77.52	63.82	77.60	64.06
		SON	87.03	85.50	71.78	85.55	72.01	85.52	71.91	85.55	72.02
Indus.	4.5	JJA	86.77	83.58	77.27	83.54	77.36	83.49	77.32	83.56	77.38
		SON	89.53	84.09	80.40	84.07	79.80	84.07	79.78	84.07	79.80
	8.5	JJA	86.74	81.94	69.28	81.98	69.51	81.96	69.48	81.98	69.55
		SON	89.29	87.35	74.76	87.40	74.80	87.37	74.76	87.40	74.82
Env.	4.5	JJA	95.30	94.23	89.97	94.23	90.53	94.23	90.53	94.23	90.53
		SON	95.59	91.50	89.00	91.58	88.62	91.58	88.62	91.58	88.62
	8.5	JJA	95.38	93.10	86.96	93.10	86.96	93.10	86.96	93.10	86.96
		SON	95.30	94.05	86.82	94.05	86.82	94.05	86.82	94.05	86.82
<b>La Moselle à Pont-St-Vincent</b>											
Can.	4.5	JJA	93.33	89.63	83.72	93.18	87.67	89.15	83.20	93.25	87.76
		SON	91.82	84.89	79.64	87.67	82.41	85.17	78.55	87.72	82.50
	8.5	JJA	94.10	86.81	80.16	90.80	85.67	86.49	79.47	90.88	85.79
		SON	91.11	87.90	74.26	90.57	78.79	87.76	73.74	90.62	78.91
Indus.	4.5	JJA	96.39	94.26	88.44	96.79	92.65	93.86	87.89	96.87	92.82
		SON	94.23	87.82	83.69	90.18	86.91	87.91	82.59	90.27	87.06
	8.5	JJA	97.01	91.71	86.76	95.09	91.92	91.45	85.99	95.11	91.99
		SON	94.30	91.10	79.56	93.88	84.49	90.92	78.93	93.92	84.62
AEP	4.5	JJA	96.40	95.87	90.55	97.01	93.02	95.71	90.62	97.03	93.07
		SON	94.23	89.42	85.80	90.48	87.32	89.28	85.06	90.51	87.38
	8.5	JJA	97.01	93.81	89.67	95.35	92.35	93.67	89.33	95.38	92.42
		SON	94.32	92.85	82.50	94.11	84.83	92.79	82.18	94.13	84.88
Env.	4.5	JJA	99.36	99.36	98.61	99.25	98.76	99.25	98.76	99.25	98.76
		SON	98.72	97.52	96.53	97.52	96.42	97.52	96.42	97.52	96.42
	8.5	JJA	99.50	99.24	98.77	99.24	98.78	99.24	98.77	99.24	98.78
		SON	98.93	98.15	95.85	98.15	95.85	98.15	95.85	98.15	95.85
<b>Le Rupt de Mad</b>											
AEP	4.5	JJA	94.13	96.21	95.47	100.00	100.00	94.16	92.47	100.00	100.00
		SON	91.81	93.69	92.53	100.00	100.00	91.63	89.22	100.00	100.00
	8.5	JJA	93.93	95.44	94.17	100.00	100.00	93.76	90.26	100.00	100.00
		SON	91.53	93.52	89.13	100.00	100.00	91.93	84.86	100.00	100.00
Env.	4.5	JJA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
		SON	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	8.5	JJA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
		SON	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<b>La Moselle à Perl</b>											
Indus.	4.5	JJA	73.30	65.04	61.18	68.84	78.41	64.42	77.70	75.96	78.41
		SON	74.29	67.20	62.42	69.34	73.42	67.03	73.13	73.63	73.42
	8.5	JJA	73.22	65.89	52.83	68.91	74.82	65.91	74.04	73.82	74.82
		SON	74.07	69.87	51.30	71.74	65.73	69.87	65.11	75.16	65.71
Energie	4.5	JJA	82.32	84.02	78.04	84.33		83.75		84.33	
		SON	80.77	80.51	74.03	79.73		79.30		79.73	
	8.5	JJA	82.54	80.54	74.00	80.92		80.62		80.92	
		SON	79.63	81.26	65.13	81.59		81.28		81.59	
Env.	4.5	JJA	98.12	98.45	97.49	98.51	97.72	98.44	97.61	98.51	97.72
		SON	97.45	96.93	95.84	97.12	95.87	97.01	95.70	97.12	95.87
	8.5	JJA	98.23	98.01	97.39	98.11	97.53	98.02	97.40	98.11	97.53
		SON	97.34	97.59	94.54	97.69	94.76	97.59	94.55	97.69	94.76

### 6.3.2 Quelle est l'influence des scénarios d'évolution de la demande en eau sur les débits ?

Les scénarios d'évolution des besoins en eau ont joué sur l'équilibre entre la disponibilité de la ressource et la demande. Il convient de se demander si les implications de ces évolutions vont jusqu'à modifier les écoulements en regardant si les trajectoires d'évolution des besoins humains viennent modifier les débits, et ainsi compenser ou aggraver les effets du changement climatique sur le bassin de la Moselle. L'analyse des VCN3 calculés à partir des projections hydrologiques à moyen et long terme en fonction des scénarios d'évolution des besoins en eau montre peu ou pas de sensibilité des débits d'étiage vis-à-vis de l'évolution des besoins. Par exemple, avec le scénario RCP 8.5 à long terme (2070-2099), le sous-bassin du Rupt de Mad montre une diminution médiane du VCN3 de -4.39 % avec le scénario constant ou d'augmentation, alors qu'avec le scénario tendanciel ou écologique, c'est une diminution -2.28 %. En revanche, les projections hydrologiques plus pessimistes (q10) montrent plus d'écart entre les scénarios de besoin en eau : -10.72 % pour les scénarios d'usage constant ou d'augmentation, et -5.81 % pour les scénarios tendanciel et écologique. Un autre exemple de station sensible aux scénarios d'usage est la Moselle à Perl, l'évolution médiane du VCN3 avec le RCP 8.5 avec des besoins constants ou en augmentation montre une diminution de -6.74 %, tandis qu'avec les évolutions tendancielle et écologique des besoins en eau, c'est une diminution de -6.60 %. Finalement, la sensibilité des débits modélisés par rapport aux scénarios d'évolutions des besoins en eau est très faible, seul le petit sous-bassin versant du Rupt de Mad exploité pour l'AEP montre une sensibilité importante. Ainsi, les scénarios d'évolution qui représentent des stratégies d'adaptation possibles montrent pour la plupart des sous-bassins une incapacité à compenser significativement les effets du changement climatique. Les seules exceptions concernent le bassin du Rupt de Mad, exportateur d'eau, où les évolutions des besoins auront un impact tangible sur les débits d'étiage en plus de la satisfaction du besoin; mais aussi les Q90 (projection hydrologique pessimiste) de plusieurs stations. Le rôle du scénario d'évolution sur les VCN3 les plus faibles n'est pas à exclure totalement.

Tableau 6.2: Évolution des VCN3 en fonction des scénarios d'évolution des besoins en eau, pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5, aux horizons moyen (2021-2050) et long terme (2070-2099). L'évolution du VCN3 est calculée pour la projection hydrologique médiane, et les centiles q10 et q90, en pourcentage.

RCPs	Constant						Tendanciel						Augmentation						Ecologique					
	2021-2050			2070-2099			2021-2050			2070-2099			2021-2050			2070-2099			2021-2050			2070-2099		
	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90	q10	med	q90
<b>La Moselle à St-Nabord</b>																								
4.5	-29.86	-6.62	15.31	-42.01	-20.36	12.22	-29.86	-6.62	15.31	-42.01	-20.36	12.22	-29.86	-6.62	15.31	-42.01	-20.36	12.22	-29.86	-6.62	15.31	-42.01	-20.36	12.22
8.5	-26.99	-7.95	21.50	-74.43	-36.97	-4.55	-26.99	-7.95	21.50	-74.43	-36.97	-4.55	-26.99	-7.95	21.50	-74.43	-36.97	-4.55	-26.99	-7.95	21.50	-74.43	-36.97	-4.55
<b>La Moselle à Pont-St-Vincent</b>																								
4.5	-25.31	-0.75	14.15	-32.35	-11.48	9.04	-25.31	-0.75	14.15	-32.35	-11.48	9.04	-25.31	-0.75	14.15	-32.35	-11.48	9.04	-25.31	-0.75	14.15	-32.35	-11.48	9.04
8.5	-18.41	-1.92	16.07	-55.45	-22.98	-1.49	-18.41	-1.92	16.07	-55.44	-22.98	-1.49	-18.41	-1.92	16.07	-55.45	-22.98	-1.49	-18.41	-1.92	16.07	-55.44	-22.98	-1.49
<b>La Meurthe à Raon l'Étape</b>																								
4.5	-9.95	5.72	15.51	-12.66	-2.36	13.90	-9.95	5.72	15.51	-12.66	-2.36	13.90	-9.95	5.72	15.51	-12.66	-2.36	13.90	-9.95	5.72	15.51	-12.66	-2.36	13.90
8.5	-9.14	2.23	13.61	-26.92	-8.32	6.89	-9.14	2.23	13.61	-26.92	-8.32	6.89	-9.14	2.23	13.61	-26.92	-8.32	6.89	-9.14	2.23	13.61	-26.92	-8.32	6.89
<b>La Meurthe à Laneuveville</b>																								
4.5	-9.17	3.18	21.77	-8.32	0.79	18.09	-9.11	3.20	21.40	-7.55	0.92	17.85	-9.20	3.20	21.70	-8.29	0.78	18.02	-9.11	3.20	21.40	-7.55	0.93	17.85
8.5	-1.81	6.74	13.57	-16.90	-1.29	10.28	-1.94	6.70	13.65	-16.93	-1.31	10.23	-1.81	6.77	13.60	-16.90	-1.33	10.27	-1.94	6.70	13.65	-16.93	-1.30	10.23
<b>Le Rupt de Mad</b>																								
4.5	-6.72	2.12	9.36	-7.66	-0.10	10.50	-3.21	1.99	6.76	-4.31	0.58	7.51	-6.72	2.12	9.36	-7.66	-0.10	10.50	-3.21	1.99	6.76	-4.31	0.58	7.51
8.5	-4.95	1.38	10.42	-10.72	-4.39	5.06	-2.39	1.37	8.18	-5.81	-2.28	3.55	-4.95	1.38	10.42	-10.72	-4.39	5.06	-2.39	1.37	8.18	-5.81	-2.28	3.55
<b>La Moselle à Perli</b>																								
4.5	-10.14	2.89	11.63	-13.02	-2.16	9.92	-9.87	2.90	11.65	-12.77	-1.94	9.90	-10.10	2.89	11.63	-13.00	-2.16	9.93	-9.87	2.90	11.65	-12.77	-1.94	9.90
8.5	-5.05	2.72	11.61	-24.44	-6.74	5.44	-4.95	2.66	11.56	-24.07	-6.60	5.43	-5.05	2.74	11.58	-24.42	-6.74	5.41	-4.95	2.66	11.56	-24.07	-6.60	5.43

## Conclusion

Les résultats montrent d'une part une diminution future des débits d'étiages et d'autre part une évolution défavorable de l'équilibre entre l'offre de la ressource et le besoin. À cela s'ajoute une aggravation du volume de déficit et de la durée des épisodes de bas débit en dessous des seuils de gestion actuels. Par conséquent, l'étude de l'évolution des seuils d'alertes sécheresse basée sur le VCN3 montre les implications pour les gestionnaires. Ainsi, il faut s'attendre à une augmentation du nombre de semaines franchissant les seuils d'alertes, et de la fréquence des étiages sévères pour la plupart des projections. De plus, dès l'horizon 2021-2050, la réponse au changement climatique est visible, mais elle peut s'aggraver encore sur le long terme à l'horizon 2070-2099, comme le montre la proportion des niveaux de seuils franchis, où les étiages sévères sont de plus en plus représentés.

En considérant que les prélèvements anthropiques n'évoluent pas et se maintiennent tels qu'ils le sont actuellement, le modèle hydrologique couplé aux usages et à la gestion GR6J-SD-GIR a montré une augmentation de la vulnérabilité des usages (diminution du taux de satisfaction) et une diminution de la résilience des différents usages sur le bassin de la Moselle. On constate que pour la période estivale avec le scénario RCP 8.5 certains sous-bassins vont présenter des limites sur la satisfaction des usages. Les bassins en amont montrent une aggravation de la situation existante, avec des difficultés de prélèvements pour l'alimentation des canaux, jusqu'à la satisfaction d'un débit minimal écologique. Les sous-bassins qui supportent l'AEP sont eux aussi soumis à des limitations futures, plus ou moins fortes selon le contexte. L'aval du bassin montre quant à lui des limitations très fortes qui peuvent s'expliquer de plusieurs manières. Premièrement, la hiérarchisation des usages utilisés dans le modèle est basée sur des hypothèses fortes et théoriques, les

industriels présents sur le sous-bassin sont certainement en mesure de prélever de l'eau, une fois qu'EDF a diminué sa production et ses prélèvements. Deuxièmement, le modèle applique les règles de restrictions de façon à respecter le débit minimal à la frontière, qui actuellement ne l'est pas constamment en période d'étiage. Malgré tout, le signal de l'impact du changement climatique sur l'hydrologie du bassin de la Moselle donne à voir une aggravation de la situation tant sur les débits environnementaux que sur les usages de l'Homme. En outre, les effets des scénarios sur l'évolution des besoins en eau ne montrent pas une capacité de compensation des effets délétères sur les débits simulés.

# Chapitre 7 Discussion générale et perspectives

## Préambule

Ce chapitre discute des résultats obtenus précédemment en les comparant avec les résultats de la littérature. L'objectif de ce chapitre est aussi de faire le lien entre nos travaux sur l'ETP et les travaux sur la modélisation intégrant les usages humains de l'eau sur le bassin de la Moselle. Nous avons vu précédemment que ces deux aspects pouvaient avoir un rôle important dans les simulations hydrologiques sur une période prospective, ainsi nous quantifions et hiérarchisons dans ce chapitre les impacts de ces deux aspects.

### 7.1 Discussion critique sur les simulations hydrologiques

#### 7.1.1 Évolutions des débits futurs sur la Moselle : comparaison aux études d'impact antérieures

La méthodologie suivie dans le cadre de cette thèse nous a permis de réaliser des projections hydrologiques sur le bassin de la Moselle qui tiennent compte de l'évolution des usages, dans le cadre d'une modélisation semi-distribuée. Ces travaux s'inscrivent dans la continuité de travaux précédents sur ce bassin et nous analyserons dans cette section les différences entre notre étude et les études précédentes. Plusieurs études antérieures ont quantifié l'impact du changement climatique sur les écoulements dans l'Est de la France (voir l'introduction pour un panel complet). Comme les résultats dépendent en premier lieu des projections climatiques, nous nous pencherons plus en détails sur les travaux réalisés dans le cadre du projet MOSARH21 (Thirel et al., 2018) et de la thèse de Dayon (2015), travaux pour lesquels les projections climatiques sont issues de l'expérience CMIP5, comme pour ces travaux de thèse. La comparaison des résultats obtenus dépend aussi des choix méthodologiques nombreux faits sur les modèles climatiques choisis pour les projections climatiques, sur les méthodes de descente d'échelle, sur la modélisation hydrologique et sur les indicateurs choisis pour quantifier l'évolution des débits. Par conséquent, une comparaison quantitative détaillée est difficile et nous nous limiterons dans cette section à une comparaison qualitative sur les tendances hydrologiques.

Les résultats de MOSARH21 font état de faibles changements médians sur l'évolution des bas débits, des évolutions très contrastées en aval, mais d'une diminution marquée des débits d'étiage pour les bassins Vosgiens (en amont de la



Moselle). Ce contraste spatial est également présent sur les projections de Dayon et al. (2018), avec une diminution plus forte en amont qu'en aval, allant de -35 % à -15 % en moyenne. Ces études ont également montré qu'il existait de fortes incertitudes sur les projections hydrologiques, dues à la fois aux scénarios climatiques utilisés et aux modèles hydrologiques mis en œuvre. D'une façon générale, nos résultats confirment ceux obtenus précédemment, avec une baisse générale des bas débits plus marquée dans la partie amont du bassin de la Moselle. Quantitativement, nos projections hydrologiques indiquent des baisses relatives de bas débits plus fortes que dans le projet MOSARH21, mais moins fortes que dans les travaux de Dayon (2015).

En ce qui concerne l'impact du changement climatique sur les usages de l'eau il faut reprendre les résultats de l'étude Explore 2070 (Carroget et al. 2017) pour avoir un point de comparaison. Les objectifs des stratégies d'adaptation présentes dans Explore 2070 sont comparables à celles utilisées dans cette thèse, mais les projections climatiques et la représentation des usages de l'eau dans le modèle sont différentes. En effet, Explore 2070 reposait sur des projections CMIP3 dorénavant très anciennes. Par ailleurs, aucun réel couplage n'a été mis en œuvre entre modèles hydrologiques et modèles d'usage : les modèles hydrologiques ont visé à représenter l'hydrologie mesurée, puis les ressources ainsi simulées ont été croisées avec des besoins en eau issus des modèles d'usages. La méthodologie utilisée dans la thèse repose sur un couplage entre la simulation hydrologique et les usages de l'eau, que ce soit le prélèvement, la restriction en cas de conflit d'usage, mais aussi le rôle des ouvrages réservoirs sur certains besoins de prélèvement. Les résultats de la thèse rejoignent ceux d'Explore 2070 sur le fait que le débit minimum pour garantir un bon état écologique de la rivière est affecté par le changement climatique, et ce quel que soit le scénario d'évolution des besoins en eau. Les scénarios d'évolution des besoins en eau affectent différemment l'équilibre entre offre et demande : le scénario d'augmentation des besoins requérant de plus grands prélèvements peut augmenter les déficits de satisfaction des besoins en eau, tandis que le scénario écologique ou tendanciel peut au contraire diminuer les déficits de satisfaction. Néanmoins, aucun scénario de changement des usages de l'eau ne parvient à compenser entièrement l'évolution du déficit de satisfaction des besoins induit par le changement climatique. Contrairement à l'étude Explore 2070 qui n'a montré aucun déficit pour l'AEP sur la Moselle, les projections de la thèse ont montré l'émergence de difficultés à satisfaire les besoins AEP sur les sous-bassins du Rupt de Mad et de la Moselle à Pont-St-Vincent. Ces déficits de satisfaction restent modérés et dépendent beaucoup des scénarios d'évolution des besoins. En revanche, l'étude Explore 2070 et les projections de la thèse concordent sur les difficultés pour satisfaire les besoins en eau du secteur industriel à moyen et long terme. Les projections sur le secteur énergétique sont les mêmes puisque l'hypothèse de la fermeture de la centrale à horizon 2050 (selon les scénarios) est partagée. Cependant, il n'existe pas de résultats comparables pour la satisfaction des prélèvements pour l'alimentation des canaux, car non traité dans Explore2070.

### 7.1.2 Impact du choix des projections climatiques utilisées

La production de nouvelles projections climatiques dans le cadre du CMIP est l'un des moteurs du renouvellement des études d'impact du changement climatique sur les ressources en eau. Dans cette thèse, nous nous sommes appuyés sur les données provenant du CMIP5, ne disposant pas de simulations CMIP6 régionalisées (i.e. descendues en échelle par des RCMs par exemple). Compte tenu de la disponibilité des données au moment de la réalisation des différents travaux de la thèse, les données CMIP5 utilisées dans les différents chapitres de la thèse ne sont pas homogènes. Pour les chapitres 2 et 3, nous avons utilisé les simulations de l'ensemble EURO-CORDEX (Jacob et al. 2014) sans procédure de descente d'échelle et de correction de biais. Pour les chapitres 4 à 6, nous nous sommes appuyés sur les mêmes projections climatiques, mais cette fois-ci débiaisées par la méthode ADAMONT. Ces projections ont été sélectionnées par l'initiative DRIAS 2020 pour être représentatives de l'ensemble EURO-CORDEX sur la France (Soubeyroux et al. 2020).

Le passage à des données débiaisées et plus fines spatialement nous a paru nécessaire pour le cas d'étude sur la Moselle car les projections climatiques EURO-CORDEX présentent des biais importants sur les températures et sur les précipitations. D'après Kotlarski et al. (2014), la médiane des simulations de l'ensemble EURO-CORDEX sur la période historique présente des températures plus froides et des conditions plus humides que celles observées en Europe. Les auteurs ont aussi relevé des biais systématiques sur le rayonnement dus à la représentation physique du modèle RCM utilisé, et des biais sur l'évolution des sécheresses au long terme provenant des conditions aux limites du domaine des RCMs.

L'utilisation sur le bassin de la Moselle des simulations brutes provenant d'EURO-CORDEX aurait conduit à des simulations de débits fortement biaisées sur les écoulements, ce qui aurait limité l'interprétation de l'évolution des ressources en eau. Il faut cependant préciser que comme toute méthode de descente d'échelle, la méthode ADAMONT peut entraîner des changements sur les propriétés statistiques des ensembles (le mode et la dispersion). Ces changements ont été analysés et étudiés dans le rapport DRIAS-2020 (Soubeyroux et al, 2020). Si le sous ensemble de couples GCM-RCM sélectionné dans cette thèse se veut représentatif et conserve les propriétés statistiques des projections d'EURO-CORDEX, il existe une légère sur-estimation des précipitations hivernales. L'intégration dans ce sous-ensemble du modèle IPSL-CM5A-MR-WRF381P, qui est le seul à montrer des projections très extrêmes dans l'augmentation des précipitations pose aussi question car il modifie sensiblement la moyenne d'ensemble. En corrigeant les projections issues d'EURO-CORDEX, la méthode ADAMONT conduit à une homogénéisation des simulations issues des différents couples de modèles GCM-RCM. Par ailleurs, des analyses complémentaires ont été réalisées dans le cadre du projet Explore 2 sur la représentabilité des projections sélectionnées dans DRIAS-2020 et dans le projet Explore 2. On voit dans la Figure 7.1 issue d'un rapport (non définitif au moment de

l'écriture de ces lignes) du projet Explore 2 (Robin et al, 2023) que les projections nommées « Sélection DRIAS-2020 » (i.e. la sous-sélection des projections Euro-Cordex utilisée en première partie de cette thèse) représentent bien les anomalies de précipitation et de températures d'Euro-CORDEX et que les projections « ADAMONT (DRIAS) » (i.e. ces mêmes projections débiaisées avec ADAMONT et utilisées en seconde partie de cette thèse) modifient ces distributions d'anomalies vers une plus grande augmentation de température et de précipitations. Par ailleurs, les jeux de données utilisés durant cette thèse présentent des anomalies de précipitations plus fortes que CMIP6 et de température plus faibles que CMIP6 (SSP-5 8.5). Ces questionnements font toujours à l'heure de rédaction de ces lignes l'objet de discussion au sein de la communauté climatique du projet Explore 2. Nous n'avons donc pas pour objectif de trancher sur la qualité des projections utilisées dans nos travaux, mais considérons qu'elles représentaient le meilleur jeu de données disponible à cet instant. L'utilisation de la méthode ADAMONT modifie également les anomalies de températures et de précipitations (à la hausse). Dans nos travaux de thèse, les projections hydrologiques et de satisfaction des besoins ont été réalisées avec ce jeu de données qui présente donc des spécificités propres avec des précipitations plutôt plus fortes que les modèles climatiques globaux de référence.

La poursuite des travaux du CMIP entraine la production de nouvelles simulations améliorées, par exemple les données issues du CMIP6. Elles sont de meilleure résolution, représentent mieux la variabilité climatique, et présentent a priori des biais moins forts que celles du CMIP5. Ces données seront à la base des futures études d'impact de changement climatique mises en œuvre pour actualiser les projections hydrologiques et pourront modifier sensiblement les résultats obtenus.

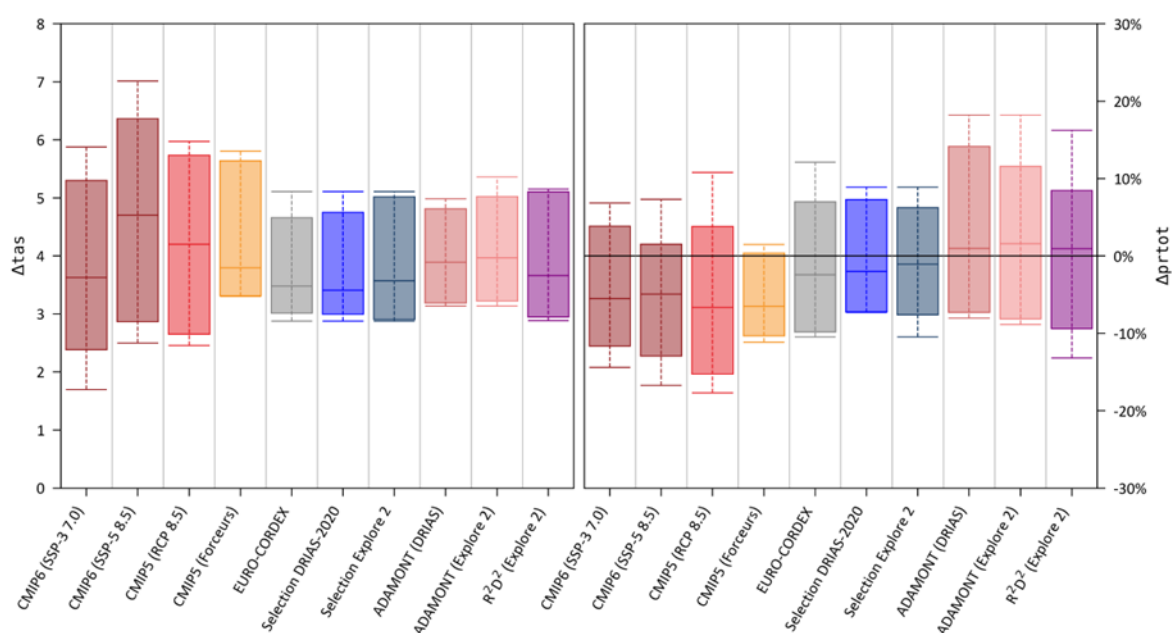


Figure 7.1 : Distribution sous forme de boîtes à moustaches des changements de températures et précipitations annuels entre les périodes 2070/2099 et 1976/2005 pour différents jeux de données climatiques sur la France. Les températures sont en différences absolues, tandis que les précipitations sont en différences relatives. Les boîtes pleines correspondent à l'intervalle de confiance à 90 %, les lignes extrêmes aux minimums et maximums, la ligne du milieu à la médiane. Figure tirée d'une version préliminaire du rapport de Robin et al (2023) et qui pourra être amenée à être modifiée d'ici sa version finale.

### 7.1.3 La modélisation hydrologique

Cette thèse avait pour objectif de développer un couplage entre un modèle hydrologique et une modélisation des besoins en eau. Les développements méthodologiques proposés pour ce couplage sont certainement reproductibles à d'autres modèles hydrologiques mais ce n'était pas l'objet de cette thèse. En conséquence, les simulations hydrologiques obtenues proviennent d'un seul modèle hydrologique, ce qui ne permet pas d'apprécier les incertitudes liées à la modélisation hydrologique. D'autres modèles hydrologiques conduiraient probablement à des simulations différentes, d'autant plus sur les extrêmes hydrologiques, comme les débits d'étiage, comme j'ai pu le montrer sur l'Hérault au cours de mon stage de fin d'études (Lemaitre-Basset et al 2021). Cependant, pour d'autres gammes de débits ou d'autres indicateurs, l'incertitude relative au modèle hydrologique utilisé et à sa paramétrisation est moindre (cf Lemaitre-Basset et al, 2021 ou bien Jeantet et al 2023 auquel j'ai contribué). L'utilisation d'un autre modèle hydrologique couplé avec une prise en compte des usages humains avec une méthodologie de couplage similaire ou différente est une perspective de nos travaux. Cela permettrait d'apprécier la sensibilité des conclusions tirées aux choix méthodologiques de modélisation (sur le modèle hydrologique, sur la procédure de couplage).

Cette sensibilité pourrait aussi être appréciée en utilisant le même cadre de modélisation mais en modifiant les paramètres du modèle hydrologique. Dans nos travaux, le calage du modèle hydrologique a été réalisé sur une période relativement courte, contrairement aux recommandations de la littérature qui conseillent une période d'au moins 20 ans (Vaze et al. 2010). Le calage du modèle GR6J-SD-GIR a été contraint par la période de disponibilité des données de prélèvement. Ainsi, le jeu de paramètres peut manquer de représentativité, et entraîner un manque de robustesse du modèle vis-à-vis des conditions climatiques changeantes. Nous avons pris le parti de favoriser une plus courte période mais permettant d'explicitier les prélèvements en eau plutôt que de favoriser une longue série sans tenir compte de façon explicite des prélèvements. Ce parti pris n'a pas été remis en question dans nos travaux mais les différences en termes de simulations de débits pourraient être évaluées en comparant nos résultats avec une simulation « classique » sans couplage avec un modèle de représentation des usages de l'eau et de gestion. D'un point de vue de la modélisation

hydrologique, l'approche de gestion intégrée des usages dans le modèle permet de recentrer les objectifs de modélisation sur la représentation des processus hydrologiques, sans les influences anthropiques.

Enfin, les données des stations hydrométriques utilisées pour le calage du modèle sont empreintes d'incertitudes, en particulier sur les bas débits. Dans cette thèse, le critère de la banque hydro sur la qualité des données a été utilisé pour sélectionner les stations. Néanmoins, il aurait été possible de mener un travail plus fin de sélection et d'inspection des chroniques de débits comme cela a été le cas sur d'autres bassins dans le travail coordonné par Strohmenger et al (2023) auquel j'ai contribué.

L'approche de modélisation utilisée dans la thèse avec GR6J-SD-GIR repose sur de nombreuses hypothèses liées à la prise en compte des usages de l'eau anthropiques sur le bassin versant et leurs représentations dans le modèle. Les hypothèses sur les usages concernent d'une part les prélèvements (répartition temporelle des besoins, localisation des prélèvements et des restitutions) et d'autre part les règles de gestion en période de déficit à l'heure actuelle et dans le futur.

La base de données relative aux prélèvements est disponible au pas de temps annuel, contrairement à la modélisation qui est réalisée au pas de temps journalier. Ainsi, considérer un prélèvement journalier moyen annuel ne permet pas de tenir compte des fluctuations saisonnières ou mensuelles sur le besoin en eau. Certaines études tiennent compte de ces fluctuations, qui peuvent entraîner pour certains usages une augmentation des besoins en eau l'été, période pendant laquelle la ressource est limitée (Wada et al. 2011). Cela implique d'utiliser des approches plus ou moins complexes allant d'une simple relation entre prélèvement et température de l'air et besoin en eau unitaire, à des modèles économétriques très paramétrés. En l'absence de données de prélèvement plus fines temporellement, et en l'absence d'un tourisme développé sur la zone et en l'absence d'usage agricole pour l'irrigation, nous avons fait le choix de considérer une répartition uniforme des besoins en eau dans le temps, quel que soit l'usage considéré. Si ces besoins étaient plus importants l'été, cela conduirait nécessairement à une baisse de la satisfaction des besoins.

La représentation des usages dans le modèle s'est faite en s'appuyant sur la position des ouvrages de prélèvement, connus dans la base de données de l'Agence de l'eau. Les prélèvements réalisés dans le modèle par les usagers, se font en plusieurs points du bassin. Dans le cadre d'application du modèle en contexte futur, les mêmes points de prélèvement historiques ont été considérés, en ajustant les volumes de prélèvements selon le scénario utilisé mais en conservant la répartition spatiale des prélèvements. Cette hypothèse considère donc que les sous-bassins versants exploités pour la ressource en eau seront les mêmes dans le futur. Faire le choix de transférer de l'eau entre bassins ou de solliciter plus les ressources de certains bassins en fonction des usages peut être une stratégie d'adaptation que nous n'avons pas testée dans nos travaux, même si le cadre de modélisation le permettrait. Nous ne disposons

pas d'information sur la localisation de la restitution dans la base de données des prélèvements. Pour cette raison, dans notre outil de modélisation spatialisée, l'eau est restituée dans le même sous-bassin qu'elle est prélevée. Le réseau hydrographique ne coïncide pas nécessairement avec le réseau d'exploitation de la ressource en eau, d'ailleurs certains travaux utilisent les points de prélèvements et de restitutions connus pour leur modélisation hydrologique couplée aux usages (Bellin et al. 2016).

La représentation de la gestion des usages de l'eau dans le modèle est basée sur l'activation de mesures de restrictions des usages de l'eau en période de sécheresse. Si les seuils de vigilance et d'alerte sont définis de façon quantitative à partir des observations de débit, l'activation de mesures de restriction de l'usage de l'eau est une décision de la préfecture qui gère ces situations au cas par cas. Cette prise de décision est multifactorielle et complexe à reproduire de façon fiable. Nous avons donc réalisé des hypothèses fortes représentant ce processus de décision, en utilisant les franchissements de seuils de vigilance et d'alerte et en définissant une priorisation de satisfaction des usages (et donc de restriction sur certains autres usages). Dans la thèse, le choix a été fait d'inscrire le débit environnemental minimum comme usage prioritaire, suivi des besoins AEP, énergétiques, industriels, et de la navigation comme usage le moins prioritaire. La modélisation hydrologique couplée GR6J-SD-GIR applique les restrictions sur les prélèvements moyens journaliers, et limite les volumes prélevés autant que nécessaire pour satisfaire le débit minimal environnemental, et les usages les plus prioritaires. Il s'agit donc d'une gestion théorique qui est couplée au modèle hydrologique, en simplifiant la gestion réelle des sécheresses. Dans la réalité, l'application des restrictions n'est pas journalière et appartient au préfet, qui peut dans les meilleurs délais choisir d'appliquer des mesures de restrictions d'usages de l'eau. Les usagers peuvent également choisir de diminuer ou d'interrompre ponctuellement leurs prélèvements. C'est le cas par exemple d'EDF dans la production d'électricité qui peut choisir d'arrêter des réacteurs et ainsi diminuer son besoin en eau, ou encore VNF qui utilise un débit de prélèvement d'été plus faible que le reste de l'année. Il existe donc un facteur de décision humaine important, qui n'a pas été retranscrit dans le cadre de modélisation que nous avons développé. Il faut en tenir compte dans l'interprétation des résultats et plus précisément sur l'évolution du taux de satisfaction des besoins en eau.

En ce qui concerne le devenir des règles de gestion, nous avons considéré les seuils de débits utilisés dans la gestion des étiages comme inchangés dans le futur, tout comme les règles d'exploitation des principales réserves d'eau pour le soutien d'étiage. Les règles de gestion théoriques d'aujourd'hui n'ont pas été optimisées pour les conditions et les besoins futurs. C'est notamment le cas pour les réservoirs sur le bassin de la Moselle. La Figure 7.1 illustre l'évolution du taux de remplissage du réservoir de Pierre-Percée sous changement climatique en fonction des scénarios et des modèles climatiques. Si le taux de remplissage optimal du réservoir est préservé grâce à l'augmentation des précipitations hivernales, le taux de remplissage minimal

baisse en période d'étiage, quand l'ouvrage est sollicité. A moyen terme, le taux de remplissage médian reste au-dessus de 70%, et si on atteint très occasionnellement 20 % pour certaines années et certains modèles, le niveau minimum reste en général au-dessus de 50%. En revanche, à long terme, le taux médian de remplissage diminue et on atteint de façon récurrente un niveau minimal de remplissage de 20%. Cela montre la vulnérabilité de l'exploitation du réservoir avec le changement climatique. Néanmoins, des tranches de volumes restent mobilisables avant la tranche réservée à l'AERM pour le soutien d'étiage sévère. La règle actuelle se base sur le débit de la Meurthe, et nos projections font état d'une diminution modérée des débits de la Meurthe qui n'active que très peu cette règle de gestion. En modifiant cette règle de gestion, ces volumes réservés non exploités pourraient permettre d'atténuer la baisse des débits et la satisfaction des besoins en eau.

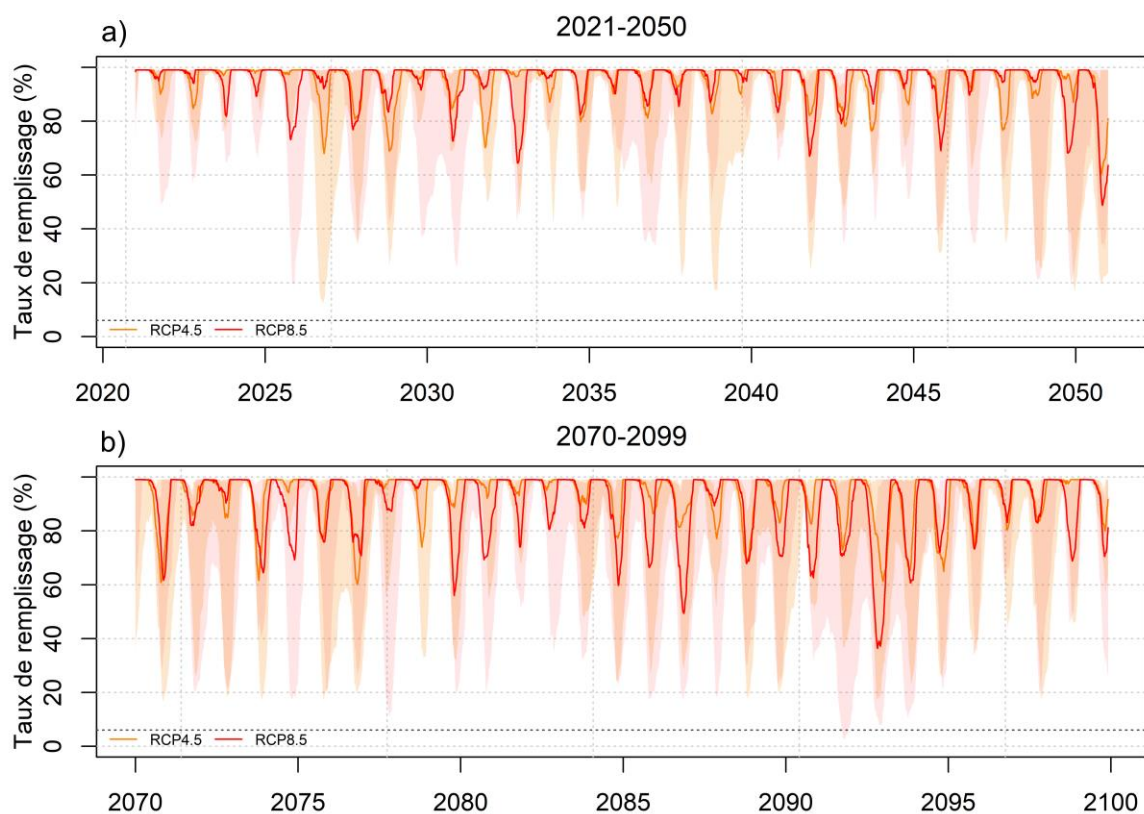


Figure 7.1 : Evolution du taux de remplissage du réservoir de Pierre-Percée en contexte de changement climatique, a) à moyen terme (2021-2050), et b) à long terme (2070-2099), pour les scénarios RCP 4.5 et 8.5 en considérant des usages constants dans le futur. La médiane de l'ensemble des projections pour chaque RCP est montrée, associée à l'intervalle Q10 et Q90.

## 7.2 Quantification des influences sur les projections hydrologiques

Cette thèse s'est intéressée à deux problématiques en lien avec la représentation en modélisation de la non-stationnarité de certains processus : la caractérisation de l'évolution des besoins en eau de l'atmosphère via l'ETP et la caractérisation des besoins en eau anthropiques via le couplage d'un modèle de gestion de l'eau au modèle hydrologique. Il nous paraissait important en clôture de cette thèse de discuter conjointement de ces deux problématiques en analysant laquelle des deux influences le plus les simulations hydrologiques sous changement climatique.

### 7.2.1 Sensibilité des simulations hydrologiques sur la Moselle à la formulation d'ETP

Maintenant, il est intéressant de regarder la différence qu'il peut y avoir entre des projections hydrologiques qui intègrent les usages de l'eau, réalisées avec des formulations d'ETP différentes. Les anomalies de VCN3 estimées avec le modèle GR6J-SD-GIR et une ETP calculée à partir de Penam-Monteith sont comparées avec celles calculées avec une ETP qui tient compte de l'effet du CO<sub>2</sub> sur la résistance stomatique. On choisit pour cela la formulation d'ETP avec un coefficient de résistance stomatique modifiée d'après Kruijt (ETP Kruijt). La comparaison est présentée sur la Figure 7.2.



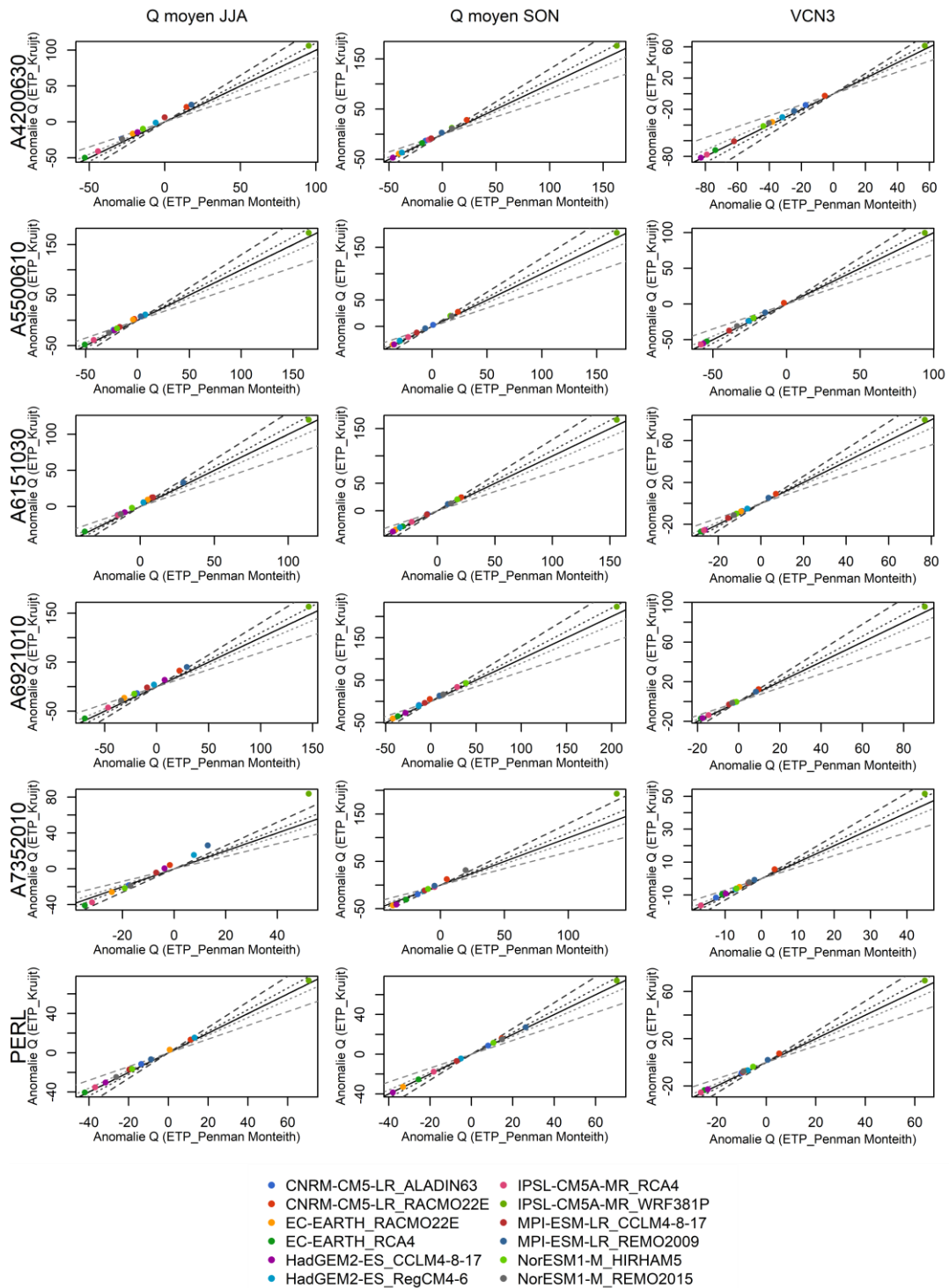


Figure 7.2 : Comparaison des anomalies de projections des débits moyens saisonniers (JJA et SON) et de l'indicateur d'étiage (VCN3) à long terme (2070-2099), pour le scénario RCP 8.5 entre les projections hydrologiques de GR6J-SD-GIR (usages constants) avec l'ETP Penman-Monteith et l'ETP modifiée par Kruijt.

Les projections des débits d'étiage réalisées avec l'ETP modifiée par Kruijt montrent pour l'ensemble des bassins analysés et l'ensemble des couples GCM/RCM, des anomalies légèrement plus faibles que pour les anomalies des VCN3 projetées avec l'ETP de Penman-Monteith. Ces résultats sont en accord

avec les conclusions tirées des chapitres 2 et 3, puisque l'estimation de l'ETP en tenant compte du CO<sub>2</sub>, diminue l'ETP. Malgré tout, on pouvait peut-être s'attendre à des écarts plus importants sur les débits moyens d'été et d'automne, ou l'ETP à un plus grand rôle que sur un débit d'étiage intense. Les écarts semblent être aussi constants selon la magnitude de l'anomalie.

### 7.2.2 Sensibilité des simulations hydrologiques sur la Moselle à la prise en compte des usages de l'eau

La prise en compte des influences humaines dans la modélisation hydrologique par l'intermédiaire des prélèvements et restitution ainsi que la gestion de ces prélèvements complexifie le travail de modélisation et modifie les paramètres du modèle hydrologique (voir Chapitre 5). Ces modifications nous ont semblé indispensables pour tenir compte de la non-stationnarité des prélèvements et rendent à notre sens les résultats de modélisation plus réalistes et crédibles. Dans cette section, nous analysons la sensibilité des projections hydrologiques à ces modifications en comparant les simulations de deux options de modélisation :

- Le modèle intégrant de façon explicite les influences humaines (modèle GR6J-SD-GIR). Dans cette approche, les paramètres sont calés sur la période historique en tenant compte des prélèvements réalisés pour satisfaire les besoins en eau anthropiques qui ont été mesurés. Ainsi, l'optimisation des paramètres n'est pas biaisée par ces prélèvements et on espère que le calage du modèle hydrologique se focalise sur la représentation des processus hydrologiques.
- Le modèle original (GR6J-SD) sans représentation explicite des prélèvements pour satisfaire les besoins en eau anthropiques. Dans cette approche, les paramètres qui sont calés intègrent de façon implicite les influences humaines, conduisant éventuellement à des confusions dans le rôle de ces paramètres qui peuvent prendre des valeurs permettant de compenser le fait que les prélèvements ne sont pas explicités.

Dans une situation où les besoins sont nuls et qu'aucun prélèvement n'est nécessaire, ces deux configurations sont équivalentes. Nous avons vu que sur la période historique, les deux options conduisaient à des jeux de paramètres différents, ce qui laisse penser que les deux options sont susceptibles de diverger pour une simulation prospective de long-terme. Nous analysons ici cette éventuelle divergence en temps futur, en utilisant un scénario à usages constants (mais les besoins ne sont pas forcément satisfaits) pour le modèle GR6J-SD-GIR.

Ainsi, la Figure 7.3 montre les différences entre les débits moyens d'été, d'automne, et les débits d'étiage (VCN3). La comparaison entre les deux options sur les anomalies de débits moyens saisonniers à long terme avec le RCP 8.5 montre de

très faibles différences pour les deux saisons. Les écarts sont les plus importants sur le bassin du Rupt de Mad. Pour les projections hydroclimatiques qui font état d'une diminution des débits saisonniers, les diminutions simulées par le modèle GR6J-SD-GIR sont le plus souvent (excepté pour le Rupt de Mad, A7352010) plus faibles que celles modélisées par le modèle GR6J-SD. C'est l'inverse qui est observé pour les projections hydroclimatiques qui font état d'une augmentation des débits saisonniers, les simulations issues du modèle GR6J-SD-GIR montrent une augmentation des débits plus faible que ceux simulés par GR6J-SD. Ici, il faut y voir le rôle de la régulation du débit pour assurer le bon fonctionnement du réservoir d'eau potable, qui a été intégrée à GR6J-SD-GIR. Mais c'est surtout l'indicateur des débits d'étiage qui présente les plus grands écarts dans les simulations entre GR6J-SD-GIR et GR6J-SD. En ce qui concerne les bassins de la Moselle à St-Nabord (A4200630), à Pont-St-Vincent (A45500610), et du Rupt de Mad (A7352010), les anomalies de VCN3 issues du modèle GR6J-SD-GIR sont plus pessimistes que celles issues de GR6J-SD. Par exemple, sur le bassin du Rupt de Mad avec le RCP 8.5 à long terme, l'évolution du VCN3 issue du modèle GR6J-SD-GIR est de -6.4 % et de -3.6 % avec le modèle GR6J-SD. Pour les sous-bassins de la Meurthe à Laneuveville et de la Moselle à Perl, c'est le contraire, l'évolution des VCN3 est plus optimiste que pour les projections issues de GR6J-SD. C'est en particulier le cas pour la Moselle à Perl, où le modèle GR6J-SD-GIR montre une anomalie du VCN3 à long terme de -8.7 %, tandis que le modèle GR6J-SD projette une anomalie de -13.0 %. En outre, les écarts relevés semblent être dépendants des couples climatiques utilisés. En effet, les couples climatiques utilisés projettent des changements plus forts, plus les écarts entre les modèles hydrologiques sont importants.

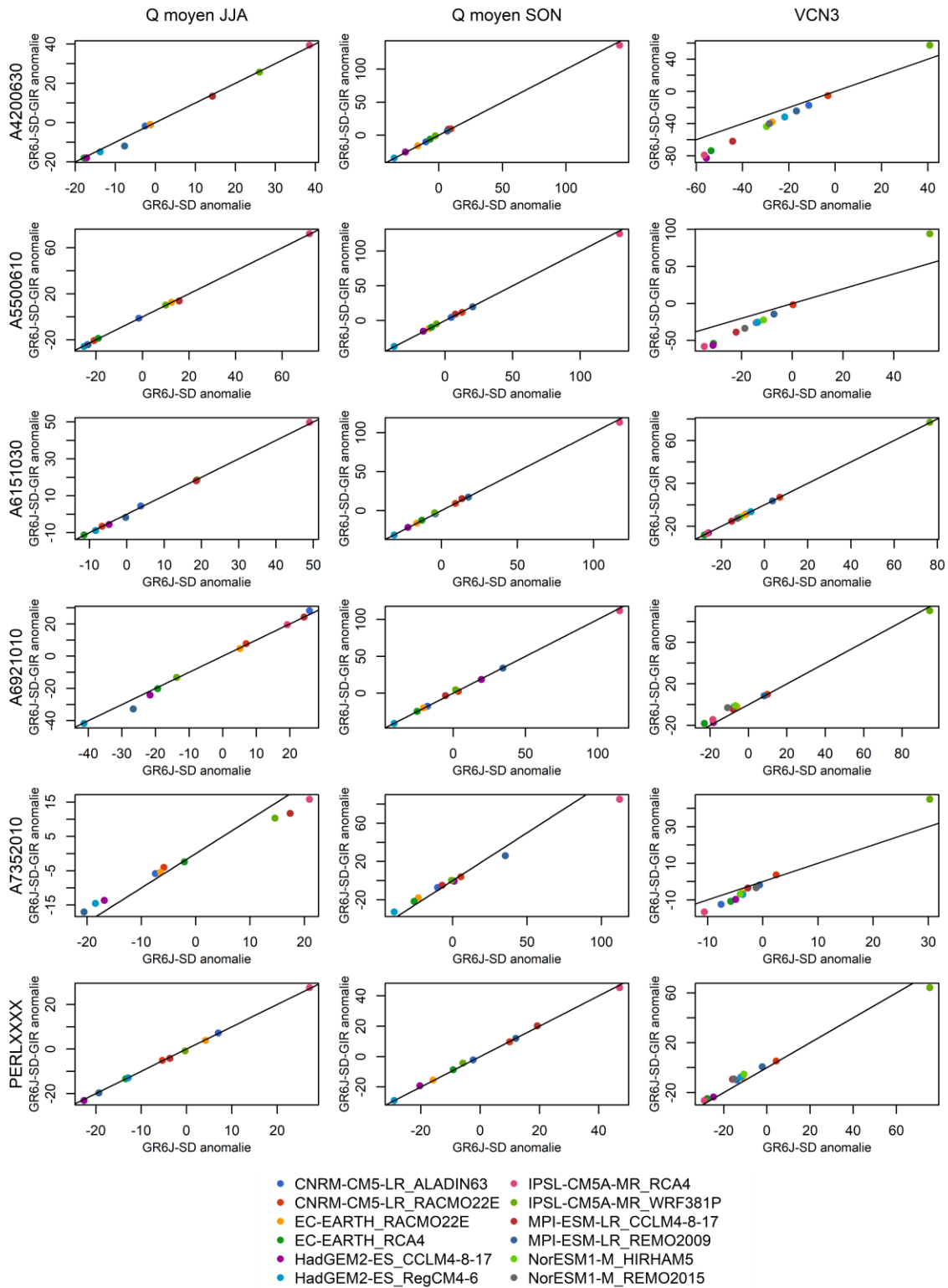


Figure 7.3 : Comparaison des projections des débits moyens saisonniers (JJA et SON) et de l'indicateur d'étiage (VCN3) à long terme (2070-2099), pour le scénario RCP 8.5 entre les modèles GR6J-SD et GR6J-SD-GIR (usages constants).

Les écarts analysés précédemment s'expliquent en partie par les différents jeux de paramètres utilisés. Les paramètres des modèles hydrologiques GR6J-SD et GR6J-SD-GIR sont présentés pour chaque sous-bassin versant intermédiaire dans la Figure 7.4. La discussion des valeurs des paramètres reste limitée, car ils n'ont pas de signification physique, dans la mesure où les modèles GR sont conceptuels. Néanmoins, il est possible de discuter de l'implication des valeurs des paramètres sur les simulations des bassins intermédiaires.

Pour le paramètre X1, les valeurs sont très proches entre les deux modèles hydrologiques. Les plus grandes valeurs se retrouvent sur les parties amont du bassin versant de la Meurthe avec le modèle GR6J-SD, ce qui montre un plus faible rendement, tandis qu'avec GR6J-SD-GIR cela n'est plus le cas. Il s'agit peut-être de l'effet de la gestion de l'ouvrage de Pierre-Percée représentée dans ce dernier modèle. Pour le paramètre X3, la capacité maximale à un jour du réservoir de routage du modèle, les plus grandes valeurs sont synonymes d'une grande capacité de stockage, et de l'importante contribution des écoulements lents. Le modèle GR6J-SD montre des valeurs légèrement plus élevées que GR6J-SD-GIR.

Le paramètre de transfert X2 prend des valeurs négatives sur la plupart des bassins intermédiaires, le modèle transfère donc une partie des écoulements de surface vers le souterrain. Ces valeurs sont plus fortement négatives avec le modèle GR6J-SD qu'avec le modèle GR6J-SD-GIR. En outre, quelques portions montrent un paramètre X2 positif ; pour ces portions, le transfert se fait du souterrain vers le superficiel, néanmoins ces valeurs sont inhabituelles pour un bassin en amont. Les deux modèles montrent des sous-bassins différents avec des valeurs positives. Le paramètre X4, le temps de base de l'hydrogramme unitaire, est très proche entre les deux modèles.

Le paramètre X5 est positif (entre 0 et 0.5) sur presque l'ensemble du bassin versant de la Moselle avec le modèle GR6J-SD-GIR, cela implique des échanges interbassins fréquents, mais de faibles volumes. Avec le modèle GR6J-SD, la portion intermédiaire et l'aval de la Moselle présentent des valeurs négatives (entre 0 et -0.2), ce qui indique des échanges interbassins dans l'autre sens et un peu moins fréquents, mais qui mobilisent des volumes plus importants.

La différence entre les jeux de paramètres peut donc être une explication aux différences observées plus haut sur les VCN3 projetés à long terme en contexte de changement climatique. Idéalement, il existe un jeu de paramètres pour représenter le bassin versant qui dépend des caractéristiques stationnaires de celui-ci (e.g. Merz, Parajka, et Blöschl 2011). Le jeu de paramètres classiquement calé à partir des débits observés est influencé par les usages humains, ce qui limite l'extrapolation en période future et le travail sur l'adaptation. Le jeu de paramètres obtenu avec le modèle GR6J-SD-GIR devrait donc être plus représentatif des caractéristiques intrinsèques du bassin versant, et donc plus propice à être utilisé dans le contexte d'une étude d'impact du changement climatique.

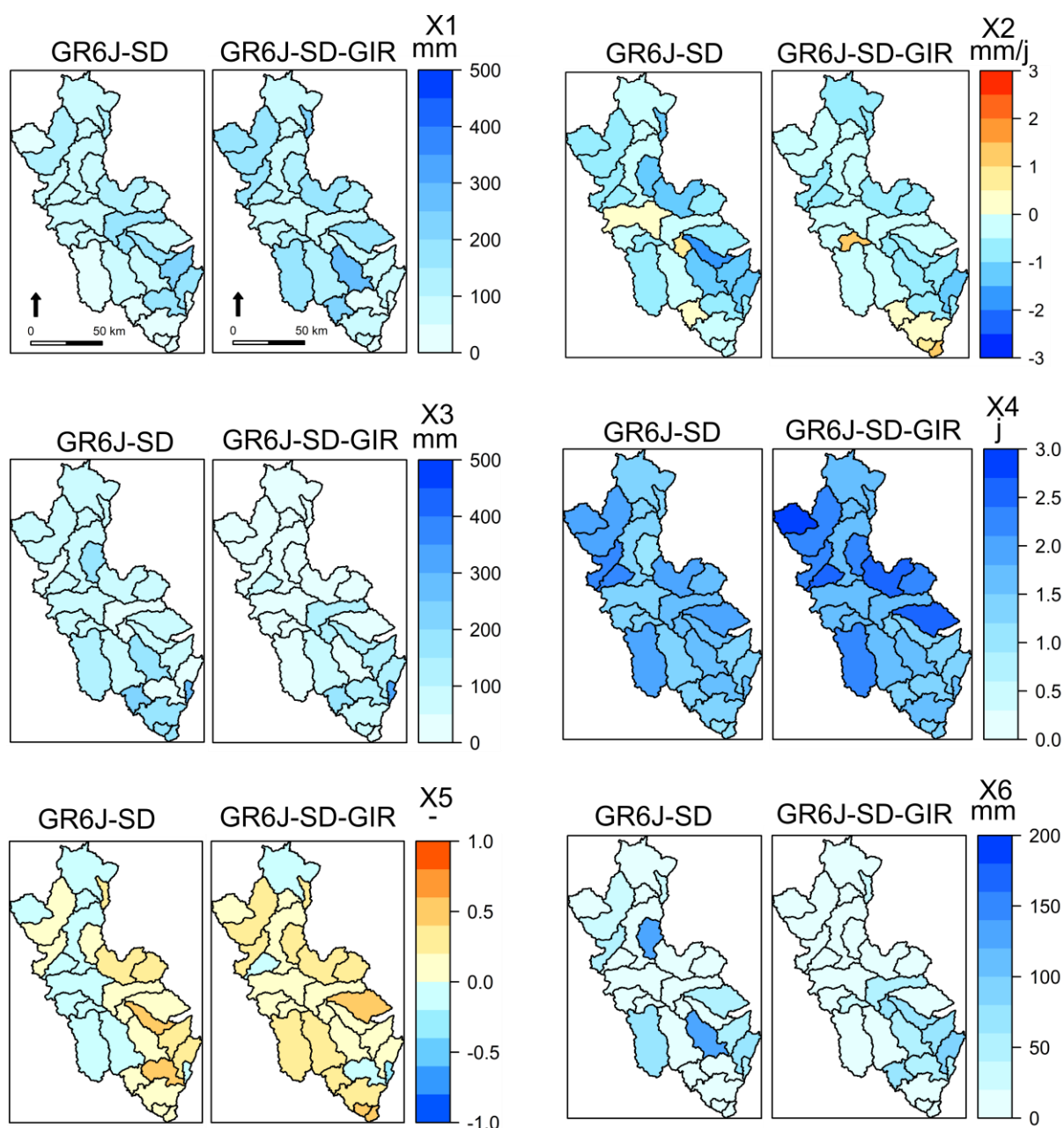


Figure 7.4 : Comparaison des valeurs des paramètres entre les modèles GR6J-SD et GR6J-SD-GIR.

En somme, les précédentes études d'impact sur la Moselle, comme bien d'autres études en France ou à l'international, ont adopté un cadre de simulation qui n'incluait pas les usages de l'eau et la gestion. La discussion des résultats de la thèse montre qu'il existe des différences entre les projections hydrologiques réalisées avec un modèle hydrologique calé directement sur les débits observés (qui sont influencés par les usages anthropiques), et un modèle hydrologique qui intègre explicitement les influences humaines (prélèvements et gestion). Ces différences sont relativement importantes sur l'indicateur des débits d'étiage (VCN3), qui est une variable d'intérêt pour les gestionnaires. Il s'agit donc d'une nouvelle incertitude à communiquer aux gestionnaires puisque cet indicateur est une référence en tant que seuil de gestion.

Elle inclut les hypothèses sur la représentation des usages dans le modèle, ainsi que les hypothèses portant sur la représentation de la gestion des étiages dans le modèle. Ces hypothèses constituent une source d'incertitude mais qui apparaît de façon explicite dans la modélisation hydrologique, à la différence de l'approche classique qui transmet de façon implicite ces hypothèses dans le jeu de paramètres calés. Notons toutefois qu'une alternative est d'utiliser des séries de débits observés non influencés ou naturalisés, ce qui permet de disposer de paramètres représentant le comportement naturel du bassin versant. C'est ce qui est réalisé dans le projet Explore2 (cf Sauquet et al, 2022 et Strohmenger et al, 2023). Cependant, cette configuration ne permet aucunement la prise en compte des usages et les travaux sur l'adaptation de manière explicite.

## Conclusion générale

Les objectifs de la thèse étaient regroupés dans 2 axes distincts : l'évaluation du rôle de la formulation de l'évapotranspiration potentielle (ETP) dans la modélisation hydrologique en contexte non stationnaire, et l'importance de la prise en compte des influences humaines sur les débits pour la modélisation en contexte de changement climatique. Les deux axes qui ont été développés au cours de la thèse ont eu pour vocation de contribuer à l'effort scientifique portant sur l'analyse de l'effet du changement climatique sur le cycle de l'eau, et son impact sur les ressources en eau du territoire. Cette contribution scientifique s'est traduite par le développement d'une méthodologie pour quantifier l'importance du processus d'évapotranspiration, et des influences anthropiques sur les ressources en eau dans la chaîne de modélisation hydrologique de l'impact du changement climatique. Les enjeux sociétaux de ces questions scientifiques demandent aussi d'apporter des réponses sur le plan opérationnel pour la gestion de la ressource. Cette contribution s'est faite en travaillant avec l'Agence de l'eau Rhin-Meuse, avec des données de prélèvements de la ressource en eau.

La caractérisation de l'évolution de l'ETP sur la France métropolitaine a pris en compte une grande diversité de formulations d'ETP classiquement utilisées en modélisation hydrologique. L'analyse sur les incertitudes des projections d'ETP au long terme a montré que la contribution de la formulation est beaucoup plus faible que les autres sources d'incertitude que sont les scénarios radiatifs ou les modèles climatiques. Même si les formulations sont différentes, les anomalies d'ETP calculées restent consistantes entre elles vis-à-vis de l'évolution des variables climatiques (température, vent, rayonnement, humidité). Bien que la formulation contribue faiblement à l'incertitude totale sur les projections d'ETP, l'ETP simulée par certaines formules augmente plus que les autres dans le futur. La formulation de Penman-Monteith montre une augmentation moyenne en comparaison aux autres formulations. De plus, l'utilisation de variables physiques dans cette formulation d'ETP permet de l'utiliser pour des études d'impact prenant en compte d'autres aspects des changements globaux (par exemple l'irrigation).

Malgré l'augmentation de l'ETP modélisée qui est liée à l'augmentation de la température, l'augmentation de la teneur en dioxyde de carbone atmosphérique (CO<sub>2</sub>) pourrait compenser en partie cette augmentation. L'augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique, entraîne une rétroaction négative sur la transpiration des plantes, en augmentant la résistance stomatique. Trois formulations différentes ont été employées pour intégrer cet effet de façon simple aux modèles hydrologiques et étudier la sensibilité des projections hydrologiques vis-à-vis de l'évolution du CO<sub>2</sub> atmosphérique. Les résultats ont montré un effet qui vient contrebalancer l'augmentation de la demande évaporatoire liée à l'augmentation de la température de l'air, notamment dans le cas du scénario le plus radiatif (RCP 8.5). La prise en



compte de cet effet dans les projections limite la diminution des écoulements induite par le réchauffement climatique sur une partie du territoire.

Dans un second temps, nous avons décrit la mise en place d'une démarche pour tenir compte explicitement des usages humains sur la ressource en eau dans la chaîne de modélisation, en intégrant les prélèvements quantitatifs, via des modules d'usage et de satisfaction de la demande en eau. Cette démarche s'est faite en s'appuyant sur le bassin versant de la Moselle à Perl, situé sur le territoire de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Un modèle hydrologique GR6J semi-distribué sur le bassin versant de la Moselle a montré de très bonnes performances pour reproduire les étiages ainsi que les périodes de tension sur l'eau lorsque les différents usages lui ont été intégrés. L'évaluation des simulations hydrologiques avec ce modèle hydrologique couplé aux usages de l'eau (GR6J-SD-GIR) est donc satisfaisante, sans pour autant améliorer significativement la simulation des débits à chaque station, en comparaison à un modèle hydrologique qui n'inclut pas les usages de l'eau. Néanmoins, avec un tel modèle, on ne fait plus porter le poids des usages de l'eau sur les paramètres du modèle hydrologique, qui est censé représenter le comportement naturel d'un bassin versant. L'utilisation d'un modèle hydrologique couplé de ce type dans un cadre prospectif tel qu'une étude d'impact du changement climatique sur la ressource en eau nécessite l'utilisation de scénarios. Nous avons ainsi utilisé un ensemble de projections climatiques descendues en échelle par la méthode ADAMONT pour trois RCP en lien avec le projet Explore2. Les projections hydrologiques réalisées avec le modèle GR6J-SD-GIR dans un cadre multi-scénarios et multi-modèles ont été réalisées dans un premier temps dans le cadre d'usages constants afin d'analyser la vulnérabilité des usages présents dans le futur. Les résultats se sont attachés à décrire l'évolution des étiages en utilisant des indicateurs utiles aux gestionnaires, tel que le VCN3, mais aussi l'évolution attendue des sécheresses selon les niveaux de gravité utilisés pour la gestion. Nous avons montré que malgré une évolution des précipitations incertaine (avec une augmentation l'hiver et une légère diminution l'été), les projections hydrologiques font état d'une situation plus que préoccupante, avec des étiages et des sécheresses plus longs et plus sévères. À partir des données de prélèvements connues et de documents de prospectives, il a été possible d'élaborer quatre différents scénarios d'évolution des usages. En plus du scénario d'usages constants cité ci-dessus, un scénario d'évolution des prélèvements les a considérés comme évoluant de manière tendancielle dans le futur. Par ailleurs, nous avons aussi considéré des scénarios alternatifs contrastés pour rendre compte d'un ensemble de possibles. Le premier scénario alternatif, un scénario écologique) peut être vu comme un scénario d'adaptation. Un dernier scénario, dit d'augmentation des besoins (porté par une réindustrialisation), a permis d'analyser la vulnérabilité dans un contexte où les besoins seraient en augmentation. Comme attendu, les scénarios les plus sobres ont montré une évolution plus optimiste que les autres. Néanmoins, l'effet des scénarios sur les débits d'étiage est très faible. Cela indique l'incapacité des stratégies d'adaptation utilisées dans la thèse à

compenser significativement la diminution des débits d'étiage attendue en raison du changement climatique.

Enfin, les conclusions tirées à partir de ce travail de thèse ouvrent sur plusieurs perspectives de travail. En premier lieu, utiliser l'indice foliaire (LAI) d'un modèle de surface pour forcer une formulation d'ETP prenant en compte l'effet de rétroaction négatif du CO<sub>2</sub>, pour trancher définitivement sur l'importance de la prise en compte du CO<sub>2</sub> dans l'estimation de l'ETP en contexte de changement climatique. Au-delà des implications sur les écoulements, cette analyse pourrait servir au suivi de l'humidité des sols, ce qui représente un enjeu pour le domaine de l'agriculture ou des écosystèmes en général.

On peut penser à l'amélioration de la méthode utilisée. La modélisation intégrée avec G6RJ-SD-GIR repose sur de nombreuses hypothèses fortes, qui ont été exposées dans le manuscrit. Il serait intéressant de mener un travail de récolte de données plus poussées et avoir ainsi accès à des données de prélèvements de meilleure qualité, de restitution au milieu, et même connaître les consommations effectives de chacun des usagers présents sur le bassin. Aller plus loin dans le recensement des influences, surtout sur les petits bassins, serait très bénéfique aux efforts d'évaluation des stratégies d'adaptation. Une base de données nationale et détaillée permettrait une avancée significative en accord avec l'urgence climatique. Cela permettrait l'amélioration de la représentation des restrictions dans les modèles en se basant sur des données historiques et quantitatives de mesures de restrictions appliquées à chaque usager, ou bien pourrait permettre de changer les niveaux de priorisation pour mieux représenter la réalité. En outre, la thèse a considéré seulement les usages de l'eau actuels du bassin de la Moselle, et ne s'est pas penchée sur la question de l'agriculture. L'agriculture en France est pourtant l'usage avec la plus forte consommation d'eau, et avec le réchauffement climatique et l'augmentation de l'évapotranspiration, les cultures reposant aujourd'hui sur les précipitations pourraient être amenées à devenir des cultures irriguées. De nouveaux usages de l'eau entraîneraient de nouveaux prélèvements et viendraient modifier l'équilibre entre l'offre et le besoin sur le territoire. Par ailleurs, dans la thèse seule la ressource superficielle a été modélisée, alors que l'eau souterraine est également une ressource très exploitée et que l'interaction entre les deux compartiments, superficiel et souterrain, n'est pas négligeable. Pour cela, il faudrait commencer par s'intéresser à l'évolution de la recharge des nappes en contexte non stationnaire en lien avec la pluviométrie. Ce point serait complémentaire avec les travaux sur l'évolution de l'évapotranspiration, pour aller jusqu'à l'analyse de l'évolution de la pluie efficace qui est déterminante pour la recharge des ressources en eaux souterraines. Par ailleurs, il faudrait être en mesure d'intégrer à la modélisation hydrologique les données de ressources en eau souterraines telles que la piézométrie. Les travaux de Pelletier et Andréassian (2022) présentent une version adaptée du modèle GR6J qui permet la simulation de niveaux piézométriques. Il serait intéressant de pouvoir adapter la

méthodologie utilisée dans la thèse sur le couplage entre la modélisation hydrologique et les usages de l'eau pour mettre en place un outil de modélisation hydrologique et de gestion de la ressource superficielle et souterraine.

Pour finir, cette étude d'impact du changement climatique sur les ressources en eau, comme toutes les autres avant elle, fera l'objet d'une réactualisation avec de nouvelles données, et donnera lieu à de nouvelles projections. Il sera alors possible de comparer les prochaines projections avec celles de la thèse, dans le cadre d'une analyse de variance par exemple. De plus, il est intéressant de garder en tête que la méthodologie déployée ici offre un potentiel de transfert sur d'autres bassins versants, avec d'autres données d'usage. Car elle permet en plus de répondre à des questions que se posent les gestionnaires, et peut les aider dans l'évaluation de plans d'adaptation locaux.

## Bibliographie

A. Islam, L. R. Ahuja, L. A. Garcia, L. Ma, A. S. Saseendran, 2012. Modeling the Effect of Elevated CO<sub>2</sub> and Climate Change on Reference Evapotranspiration in the Semi-Arid Central Great Plains. *Transactions of the ASABE* 55, 2135–2146. <https://doi.org/10.13031/2013.42505>

Addor, N., Rössler, O., Köplin, N., Huss, M., Weingartner, R., Seibert, J., 2014. Robust changes and sources of uncertainty in the projected hydrological regimes of Swiss catchments. *Water Resour. Res.* 50, 7541–7562. <https://doi.org/10.1002/2014WR015549>

Ainsworth, E.A., Rogers, A., 2007. The response of photosynthesis and stomatal conductance to rising [CO<sub>2</sub>]: mechanisms and environmental interactions: Photosynthesis and stomatal conductance responses to rising [CO<sub>2</sub>]. *Plant, Cell & Environment* 30, 258–270. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01641.x>

Alfieri, L., Burek, P., Feyen, L., Forzieri, G., 2015. Global warming increases the frequency of river floods in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 2247–2260. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2247-2015>

Allen, L.H., 1990. Plant Responses to Rising Carbon Dioxide and Potential Interactions with Air Pollutants. *J. environ. qual.* 19, 15–34. <https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900010002x>

Allen, R.G., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 1998. *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*, FAO irrigation and drainage paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Allen, R.G., Gichuki, F.N., Rosenzweig, C., 1991. CO<sub>2</sub>-Induced Climatic Changes and Irrigation-Water Requirements. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 117, 157–178. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1991\)117:2\(157\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1991)117:2(157))

Allwood, J.M., Bosnetti, V., Dubash, N.K., Gómez-Echeverri, L., von Stechow, C., 2014. Glossaire, in: *Changements climatiques 2014, L'atténuation du changement climatique Contribution du Groupe de travail III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel et J.C. Minx, Cambridge (Royaume-Uni) et New York, NY (États-Unis d'Amérique).

Almorox, J., Quej, V.H., Martí, P., 2015. Global performance ranking of temperature-based approaches for evapotranspiration estimation considering

Köppen climate classes. *Journal of Hydrology* 528, 514–522. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.057>

Arrhenius, S., 1896. On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science* 41, 237–276. <https://doi.org/10.1080/14786449608620846>

Bae, D.-H., Jung, I.-W., Lettenmaier, D.P., 2011. Hydrologic uncertainties in climate change from IPCC AR4 GCM simulations of the Chungju Basin, Korea. *Journal of Hydrology* 401, 90–105. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.012>

Ban, N., Schmidli, J., Schär, C., 2015. Heavy precipitation in a changing climate: Does short-term summer precipitation increase faster? *Geophys. Res. Lett.* 42, 1165–1172. <https://doi.org/10.1002/2014GL062588>

Bellin, A., Majone, B., Cainelli, O., Alberici, D., Villa, F., 2016. A continuous coupled hydrological and water resources management model. *Environmental Modelling & Software* 75, 176–192. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.10.013>

Bernard, A., n.d. Impact du changement climatique sur les étiages de la Loire. Evaluation et projections pour le XXI<sup>e</sup> siècle.

Boé, J., Terray, L., 2008. Uncertainties in summer evapotranspiration changes over Europe and implications for regional climate change. *Geophys. Res. Lett.* 35, L05702. <https://doi.org/10.1029/2007GL032417>

Bonduelle, A., Jouzel, J., 2014. L'adaptation de la France au changement climatique mondial 82.

Bosmans, J.H.C., van Beek, L.P.H., Sutanudjaja, E.H., Bierkens, M.F.P., 2017. Hydrological impacts of global land cover change and human water use. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 5603–5626. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5603-2017>

Branger, F., Gouttevin, I., Tilmant, F., Cipriani, T., Barachet, C., Montginoul, M., Gros, C.L., Sauquet, E., Braud, I., Leblois, E., 2016. Modélisation hydrologique distribuée du Rhône.

Brigode, P., Oudin, L., Perrin, C., 2013. Hydrological model parameter instability: A source of additional uncertainty in estimating the hydrological impacts of climate change? *Journal of Hydrology* 476, 410–425. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.11.012>

Brutsaert, W., Parlange, M.B., 1998. Hydrologic cycle explains the evaporation paradox. *Nature* 396, 30–30. <https://doi.org/10.1038/23845>

Budyko, M.I., 1974. *Climate and life*, International geophysics series. Academic Press, New York.

Bunce, J.A., 2004. Carbon dioxide effects on stomatal responses to the environment and water use by crops under field conditions. *Oecologia* 140, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1401-6>

Butcher, J.B., Johnson, T.E., Nover, D., Sarkar, S., 2014. Incorporating the effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub> in watershed model projections of climate change impacts. *Journal of Hydrology* 513, 322–334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.073>

Caballero, Y., Chazot, S., Citeau, J.-M., Dörfliger, N., Fleury, P., Ladouche, B., Martin, E., Maton, L., Neppel, L., Pinault, J.-L., n.d. Vulnérabilité des ressources en eau au changement global en zone méditerranéenne - Le projet Vulcain. *Compte-rendu de fin de projet*.

Calianno, M., Reynard, E., Milano, M., Buchs, A., 2017. Quantifier les usages de l'eau : une clarification terminologique et conceptuelle pour lever les confusions. *vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.18442>

Carroget, A., Perrin, C., Sauquet, É., Vidal, J.-P., Chazot, S., Rouchy, N., Chauveau, M., 2017. Explore 2070 : quelle utilisation d'un exercice prospectif sur les impacts des changements climatiques à l'échelle nationale pour définir des stratégies d'adaptation ? *Sciences Eaux & Territoires Numéro 22*, 4. <https://doi.org/10.3917/set.022.0004>

Carter, T., Parry, M., Harasawa, H., Nishioka, S., 1994. IPCC technical guidelines for assessing climate change impacts and adaptations, in: Part of the IPCC Special Report to the First Session of the Conference of the Parties to the UN Framework Convention on Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change. Department of Geography, University College London, UK and Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan.

Chauveau, M., Chazot, S., Perrin, C., Bourgin, P.-Y., Sauquet, E., Vidal, J.-P., Rouchy, N., Martin, E., David, J., Norotte, T., Maugis, P., De Lacaze, X., 2013. Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ? *La Houille Blanche* 5–15. <https://doi.org/10.1051/lhb/2013027>

Cheng, L., Zhang, L., Wang, Y.-P., Yu, Q., Eamus, D., O'Grady, A., 2014. Impacts of elevated CO<sub>2</sub>, climate change and their interactions on water budgets in four different catchments in Australia. *Journal of Hydrology* 519, 1350–1361. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.020>

Chiew, F.H.S., Potter, N.J., Vaze, J., Petheram, C., Zhang, L., Teng, J., Post, D.A., 2014. Observed hydrologic non-stationarity in far south-eastern Australia: implications for modelling and prediction. *Stoch Environ Res Risk Assess* 28, 3–15. <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0755-5>

Chiew, F.H.S., Teng, J., Vaze, J., Post, D.A., Perraud, J.M., Kirono, D.G.C., Viney, N.R., 2009. Estimating climate change impact on runoff across southeast Australia: Method, results, and implications of the modeling method: CLIMATE CHANGE IMPACT ON RUNOFF ACROSS SE AUSTRALIA. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007338>

Collet, L., 2013. Capacité à satisfaire la demande en eau sous contraintes climatique et anthropique un bassin méditerranéen (Thèse de doctorat). Université de Montpellier 2, Montpellier.

Collet, L., Ruelland, D., Borrell-Estupina, V., Servat, E., 2014. Assessing the long-term impact of climatic variability and human activities on the water resources of a meso-scale Mediterranean catchment. *Hydrological Sciences Journal* 59, 1457–1469. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.842073>

Collet, L., Ruelland, D., Estupina, V.B., Dezetter, A., Servat, E., 2015. Water supply sustainability and adaptation strategies under anthropogenic and climatic changes of a meso-scale Mediterranean catchment. *Science of The Total Environment* 536, 589–602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.093>

Coron, L., Andréassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M., Hendrickx, F., 2012. Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments: TESTING HYDROLOGICAL MODELS IN CONTRASTED CLIMATE. *Water Resources Research* 48. <https://doi.org/10.1029/2011WR011721>

Coron, L., Thirel, G., Delaigue, O., Perrin, C., Andréassian, V., 2017. The suite of lumped GR hydrological models in an R package. *Environmental Modelling & Software* 94, 166–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.05.002>

Coron, L., Delaigue, O., Thirel, G., Dorchies, D., Perrin, C., Michel, C., 2020. airGR: Suite of GR Hydrological Models for Precipitation-Runoff Modelling. R package version 1.7.4. <https://doi.org/10.15454/EX11NA>

Dakhlaoui, H., Seibert, J., Hakala, K., 2020. Sensitivity of discharge projections to potential evapotranspiration estimation in Northern Tunisia. *Reg Environ Change* 20, 34. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01615-8>

Dallaire, G., Poulin, A., Arsenault, R., Brissette, F., 2021. Uncertainty of potential evapotranspiration modelling in climate change impact studies on low flows in North America. *Hydrological Sciences Journal* 66, 689–702. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1888955>

Dayon, G., 2015. Evolution du cycle hydrologique continental en France au cours des ´ prochaines d´ecennies (Thèse de doctorat). Université de Toulouse.

Dayon, G., Boé, J., Martin, É., Gailhard, J., 2018. Impacts of climate change on the hydrological cycle over France and associated uncertainties. *Comptes Rendus Geoscience* 350, 141–153. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.03.001>

de Graaf, I.E.M., van Beek, L.P.H., Wada, Y., Bierkens, M.F.P., 2014. Dynamic attribution of global water demand to surface water and groundwater resources: Effects of abstractions and return flows on river discharges. *Advances in Water Resources* 64, 21–33. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2013.12.002>

Deléglise, O., Génot, B., Lebecherel, L., Brigode, P., Bourgin, P.Y., 2020. Database of watershed-scale hydroclimatic observations in France, Université Paris-Saclay, INRAE, HYCAR Research Unit, Hydrology group, Antony. <https://webgr.inrae.fr/activites/base-de-donnees/>

Denissen, J.M.C., Teuling, A.J., Pitman, A.J., Koirala, S., Migliavacca, M., Li, W., Reichstein, M., Winkler, A.J., Zhan, C., Orth, R., 2022. Widespread shift from ecosystem energy to water limitation with climate change. *Nat. Clim. Chang.* 12, 677–684. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01403-8>

Déqué, M., Rowell, D.P., Lüthi, D., Giorgi, F., Christensen, J.H., Rockel, B., Jacob, D., Kjellström, E., de Castro, M., van den Hurk, B., 2007. An intercomparison of regional climate simulations for Europe: assessing uncertainties in model projections. *Climatic Change* 81, 53–70. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9228-x>

Dong, B., Dai, A., 2017. The uncertainties and causes of the recent changes in global evapotranspiration from 1982 to 2010. *Clim Dyn* 49, 279–296. <https://doi.org/10.1007/s00382-016-3342-x>

Donnelly, C., Greuell, W., Andersson, J., Gerten, D., Pisacane, G., Roudier, P., Ludwig, F., 2017. Impacts of climate change on European hydrology at 1.5, 2 and 3 degrees mean global warming above preindustrial level. *Climatic Change* 143, 13–26. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1971-7>

Donohue, R.J., McVicar, T.R., Roderick, M.L., 2010. Assessing the ability of potential evaporation formulations to capture the dynamics in evaporative demand within a changing climate. *Journal of Hydrology* 386, 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.03.020>

Donohue, R.J., Roderick, M.L., McVicar, T.R., 2011. Assessing the differences in sensitivities of runoff to changes in climatic conditions across a large basin. *Journal of Hydrology* 406, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.003>

Dorchies, D., Deléglise, O., Thirel, G., 2021. airGRiwr: an extension of the airGR R-package for handling Integrated Water Resources Management modeling (other). *pico*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-2190>

Dorchies, D., Thirel, G., Jay-Allemand, M., Chauveau, M., Dehay, F., Bourgin, P.-Y., Perrin, C., Jost, C., Rizzoli, J.-L., Demerliac, S., Thépot, R., 2014. Climate change



impacts on multi-objective reservoir management: case study on the Seine River basin, France. *International Journal of River Basin Management* 1–19. <https://doi.org/10.1080/15715124.2013.865636>

Drogue, G., Fournier, M., Bauwens, A., Buiteveld, H., Commeaux, F., Degre, A., De Keizer, O., Detrembleur, S., Dewals, B., François, D., others, 2010. Analysis of climate change, high-flows and low-flows scenarios on the Meuse basin: WP1 report-Action 3.

Duan, K., Sun, G., McNulty, S.G., Caldwell, P.V., Cohen, E.C., Sun, S., Aldridge, H.D., Zhou, D., Zhang, L., Zhang, Y., 2017. Future shift of the relative roles of precipitation and temperature in controlling annual runoff in the conterminous United States. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 5517–5529. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5517-2017>

Ducharne, A., Gascoïn, S., Habets, F., Ledoux, E., Martin, E., Oudin, L., Thiéry, D., Viennot, P., 2009. *Projet REXHySS. Annexe Volet 2. Description des modèles hydrologiques.*

Ducharne, A., Habets, F., Pagé, C., Sauquet, E., Viennot, P., Déqué, M., Gascoïn, S., Hachour, A., Martin, E., Oudin, L., Terray, L., Thiéry, D., 2010. CLIMATE CHANGE IMPACTS ON WATER RESOURCES AND HYDROLOGICAL EXTREMES IN NORTHERN FRANCE 8.

Duethmann, D., Blöschl, G., 2018. Why has catchment evaporation increased in the past 40 years? A data-based study in Austria. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 5143–5158. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5143-2018>

Evin, G., 2020. QUALYPSO: Partitioning Uncertainty Components of an Incomplete Ensemble of Climate Projections. <https://cran.r-project.org/web/packages/QUALYPSO/QUALYPSO.pdf>

Evin, G., Hingray, B., Blanchet, J., Eckert, N., Morin, S., Verfaillie, D., 2019. Partitioning Uncertainty Components of an Incomplete Ensemble of Climate Projections Using Data Augmentation. *JOURNAL OF CLIMATE* 32, 18.

Fabre, J., 2015. Changes in the balance between water uses and availability in two Mediterranean hydrosystems: adaptation to climatic and anthropogenic changes (Thèse de doctorat). Université de Montpellier, Montpellier.

Fantini, A., Raffaele, F., Torma, C., Bacer, S., Coppola, E., Giorgi, F., Ahrens, B., Dubois, C., Sanchez, E., Verdecchia, M., 2018. Assessment of multiple daily precipitation statistics in ERA-Interim driven Med-CORDEX and EURO-CORDEX experiments against high resolution observations. *Clim Dyn* 51, 877–900. <https://doi.org/10.1007/s00382-016-3453-4>

Fatichi, S., Vivoni, E.R., Ogden, F.L., Ivanov, V.Y., Mirus, B., Gochis, D., Downer, C.W., Camporese, M., Davison, J.H., Ebel, B., Jones, N., Kim, J., Mascaro,

G., Niswonger, R., Restrepo, P., Rigon, R., Shen, C., Sulis, M., Tarboton, D., 2016. An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology. *Journal of Hydrology* 537, 45–60. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.026>

Federer, C.A., Vörösmarty, C., Fekete, B., 1996. Intercomparison of Methods for Calculating Potential Evaporation in Regional and Global Water Balance Models. *Water Resour. Res.* 32, 2315–2321. <https://doi.org/10.1029/96WR00801>

Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D. (Eds.), 2014. Technical Summary, in: *Climate Change 2014 Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 35–94. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379.004>

Flörke, M., Kynast, E., Bärlund, I., Eisner, S., Wimmer, F., Alcamo, J., 2013. Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. *Global Environmental Change* 23, 144–156. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.018>

Flörke, M., Schneider, C., McDonald, R.I., 2018. Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. *Nat Sustain* 1, 51–58. <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0006-8>

Forzieri, G., Feyen, L., Rojas, R., Flörke, M., Wimmer, F., Bianchi, A., 2014. Ensemble projections of future streamflow droughts in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 85–108. <https://doi.org/10.5194/hess-18-85-2014>

Fowler, K., Coxon, G., Freer, J., Peel, M., Wagener, T., Western, A., Woods, R., Zhang, L., 2018. Simulating Runoff Under Changing Climatic Conditions: A Framework for Model Improvement. *Water Resour. Res.* 54, 9812–9832. <https://doi.org/10.1029/2018WR023989>

Fowler, K., Knoben, W., Peel, M., Peterson, T., Ryu, D., Saft, M., Seo, K., Western, A., 2020. Many Commonly Used Rainfall-Runoff Models Lack Long, Slow Dynamics: Implications for Runoff Projections. *Water Resour. Res.* 56. <https://doi.org/10.1029/2019WR025286>

François, B., Vrac, M., Cannon, A.J., Robin, Y., Allard, D., 2020. Multivariate bias corrections of climate simulations: which benefits for which losses? *Earth Syst. Dynam.* 11, 537–562. <https://doi.org/10.5194/esd-11-537-2020>

François, D., Drogue, G., Commeaux, F., 2011. Revue Géographique de l'Est, vol. 51 / 3-4 | 2011. *Revue Géographique de l'Est* 51, 15.

Fujimori, S., Hanasaki, N., Masui, T., 2017. Projections of industrial water withdrawal under shared socioeconomic pathways and climate mitigation scenarios. *Sustain Sci* 12, 275–292. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0392-2>

Garcia, F., 2016. Amélioration d'une modélisation hydrologique régionalisée pour estimer les statistiques d'étiage (Thèse de doctorat). Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.

Gedney, N., Cox, P.M., Betts, R.A., Boucher, O., Huntingford, C., Stott, P.A., 2006. Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. *Nature* 439, 835–838. <https://doi.org/10.1038/nature04504>

Gelfan, A., Motovilov, Y., Krylenko, I., Moreido, V., Zakharova, E., 2015. Testing the robustness of the physically-based ECOMAG model with respect to changing conditions. *Hydrological Sciences Journal* 60, 1266–1285. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.935780>

George H. Hargreaves, Zohrab A. Samani, 1985. Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture* 1, 96–99. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>

Givati, A., Thirel, G., Rosenfeld, D., Paz, D., 2019. Climate change impacts on streamflow at the upper Jordan River based on an ensemble of regional climate models. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 21, 92–109. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.12.004>

Godard, O., 2010. Dossier « Adaptation aux changements climatiques » – Cette ambiguë adaptation au changement climatique. *Nat. Sci. Soc.* 18, 287–297. <https://doi.org/10.1051/nss/2010036>

Görgen, K., Beersma, J., Brahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., n.d. Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 project 229.

Greve, P., Orlowsky, B., Mueller, B., Sheffield, J., Reichstein, M., Seneviratne, S.I., 2014. Global assessment of trends in wetting and drying over land. *Nature Geosci* 7, 716–721. <https://doi.org/10.1038/ngeo2247>

Thirel, G., Gerlinger, K., Perrin, C., Drogue, G., Renard, B., Wagner, JP., 2018. Rapport final du projet MOSARH21 Evolutions des débits futurs sur le bassin du Rhin en contexte de changement climatique. Une évaluation actualisée avec les simulations climatiques du 5e rapport du GIEC. [Rapport de recherche] irstea. pp.95. (hal-02607383)

Guillod, B.P., Jones, R.G., Dadson, S.J., Coxon, G., Bussi, G., Freer, J., Kay, A.L., Massey, N.R., Sparrow, S.N., Wallom, D.C.H., Allen, M.R., Hall, J.W., 2018. A large set of potential past, present and future hydro-meteorological time series for the UK. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 611–634. <https://doi.org/10.5194/hess-22-611-2018>

Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving

hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>

Habets, F., Boone, A., Champeaux, J.L., Etchevers, P., Franchistéguy, L., Leblois, E., Ledoux, E., Le Moigne, P., Martin, E., Morel, S., Noilhan, J., Quintana Seguí, P., Rousset-Regimbeau, F., Viennot, P., 2008. The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *J. Geophys. Res.* 113, D06113. <https://doi.org/10.1029/2007JD008548>

Hamon, W.R., 1963. Estimating Potential Evapotranspiration. *T. Am. Soc. Civ. Eng.* 128, 324–338. <https://doi.org/10.1061/TACEAT.0008673>

Haque, M., Rahman, A., Goonetilleke, A., Hagare, D., Kibria, G., 2015. Impact of climate change on urban water demand in future decades: An Australian case study. *Adv. Environ. Res.* 18.

Hawkins, E., Sutton, R., 2012. Time of emergence of climate signals: TIME OF EMERGENCE OF CLIMATE SIGNALS. *Geophys. Res. Lett.* 39, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2011GL050087>

Hejazi, M., Edmonds, J., Clarke, L., Kyle, P., Davies, E., Chaturvedi, V., Wise, M., Patel, P., Eom, J., Calvin, K., Moss, R., Kim, S., 2014. Long-term global water projections using six socioeconomic scenarios in an integrated assessment modeling framework. *Technological Forecasting and Social Change* 81, 205–226. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2013.05.006>

Her, Y., Yoo, S.-H., Cho, J., Hwang, S., Jeong, J., Seong, C., 2019. Uncertainty in hydrological analysis of climate change: multi-parameter vs. multi-GCM ensemble predictions. *Sci Rep* 9, 4974. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41334-7>

Hingray, B., Blanchet, J., Evin, G., Vidal, J.-P., 2019. Uncertainty component estimates in transient climate projections: Precision of estimators in a single time or time series approach. *Clim Dyn* 53, 2501–2516. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04635-1>

Hingray, B., Hendrickx, F., Bourqui, M., Creutin, J.D., François, B., Gailhard, J., Lafaysse, M., Lemoine, N., Mathevet, T., Mezghani, A., Monteil, C., 2013. RIWER2030 Climat Régionaux et Incertitudes, Ressource en Eau et Gestion associée de 1860 à 2100. (RIWER2030 Rapport Final).

Hingray, B., Saïd, M., 2014. Partitioning Internal Variability and Model Uncertainty Components in a Multimember Multimodel Ensemble of Climate Projections. *Journal of Climate* 27, 6779–6798. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00629.1>

Hosseinzadehtalaei, P., Tabari, H., Willems, P., 2017. Quantification of uncertainty in reference evapotranspiration climate change signals in Belgium. *Hydrology Research* 48, 1391–1401. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.243>

Hrachowitz, M., Clark, M.P., 2017. HESS Opinions: The complementary merits of competing modelling philosophies in hydrology. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 3953–3973. <https://doi.org/10.5194/hess-21-3953-2017>

Huntington, T.G., 2006. Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *Journal of Hydrology* 319, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.003>

Inauen, N., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2013. Hydrological consequences of declining land use and elevated CO<sub>2</sub> in alpine grassland. *J Ecol* 101, 86–96. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12029>

Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.), 2014. *Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 1st ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>

Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bouwer, L.M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., Kröner, N., Kotlarski, S., Kriegsmann, A., Martin, E., van Meijgaard, E., Moseley, C., Pfeifer, S., Preuschmann, S., Radermacher, C., Radtke, K., Rechid, D., Rounsevell, M., Samuelsson, P., Somot, S., Soussana, J.-F., Teichmann, C., Valentini, R., Vautard, R., Weber, B., Yiou, P., 2014a. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change* 14, 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>

Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bouwer, L.M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., Kröner, N., Kotlarski, S., Kriegsmann, A., Martin, E., van Meijgaard, E., Moseley, C., Pfeifer, S., Preuschmann, S., Radermacher, C., Radtke, K., Rechid, D., Rounsevell, M., Samuelsson, P., Somot, S., Soussana, J.-F., Teichmann, C., Valentini, R., Vautard, R., Weber, B., Yiou, P., 2014b. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change* 14, 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>

Jeantet, A., Thirel, G., Lemaitre-Basset, T., Tournebize, J., 2023. Uncertainty propagation in a modelling chain of climate change impact for a representative French drainage site. *Hydrological Sciences Journal* 02626667.2023.2203322. <https://doi.org/10.1080/02626667.2023.2203322>

Jung, M., Reichstein, M., Ciais, P., Seneviratne, S.I., Sheffield, J., Goulden, M.L., Bonan, G., Cescatti, A., Chen, J., de Jeu, R., Dolman, A.J., Eugster, W., Gerten, D., Gianelle, D., Gobron, N., Heinke, J., Kimball, J., Law, B.E., Montagnani, L., Mu, Q., Mueller, B., Oleson, K., Papale, D., Richardson, A.D., Rouspard, O., Running, S., Tomelleri, E., Viovy, N., Weber, U., Williams, C., Wood, E., Zaehle, S., Zhang, K.,

2010. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. *Nature* 467, 951–954. <https://doi.org/10.1038/nature09396>

Kay, A.L., Davies, H.N., 2008. Calculating potential evaporation from climate model data: A source of uncertainty for hydrological climate change impacts. *Journal of Hydrology* 358, 221–239. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.005>

Kim, Y., Band, L.E., Ficklin, D.L., 2017. Projected hydrological changes in the North Carolina piedmont using bias-corrected North American Regional Climate Change Assessment Program (NARCCAP) data. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 12, 273–288. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.06.005>

Kingston, D.G., Todd, M.C., Taylor, R.G., Thompson, J.R., Arnell, N.W., 2009. Uncertainty in the estimation of potential evapotranspiration under climate change. *Geophys. Res. Lett.* 36, L20403. <https://doi.org/10.1029/2009GL040267>

Kirby, J.M., Mainuddin, Md., Ahmad, M.D., Gao, L., 2013. Simplified Monthly Hydrology and Irrigation Water Use Model to Explore Sustainable Water Management Options in the Murray-Darling Basin. *Water Resour Manage* 27, 4083–4097. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0397-x>

Klemeš, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>

Knutti, R., Sedláček, J., 2013. Robustness and uncertainties in the new CMIP5 climate model projections. *Nature Clim Change* 3, 369–373. <https://doi.org/10.1038/nclimate1716>

Koedyk, L.P., Kingston, D.G., 2016. Potential evapotranspiration method influence on climate change impacts on river flow: a mid-latitude case study. *Hydrology Research* 47, 951–963. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.152>

Konapala, G., Mishra, A.K., Wada, Y., Mann, M.E., 2020. Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation. *Nat Commun* 11, 3044. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16757-w>

Kotlarski, S., Keuler, K., Christensen, O.B., Colette, A., Déqué, M., Gobiet, A., Goergen, K., Jacob, D., Lüthi, D., van Meijgaard, E., Nikulin, G., Schär, C., Teichmann, C., Vautard, R., Warrach-Sagi, K., Wulfmeyer, V., 2014. Regional climate modeling on European scales: a joint standard evaluation of the EURO-CORDEX RCM ensemble. *Geosci. Model Dev.* 7, 1297–1333. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1297-2014>

Kruijt, B., Witte, J.-P.M., Jacobs, C.M.J., Kroon, T., 2008. Effects of rising atmospheric CO<sub>2</sub> on evapotranspiration and soil moisture: A practical approach for the Netherlands. *Journal of Hydrology* 349, 257–267. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.052>

Kumar, S., Zwiers, F., Dirmeyer, P.A., Lawrence, D.M., Shrestha, R., Werner, A.T., 2016. Terrestrial contribution to the heterogeneity in hydrological changes under global warming: TERRESTRIAL HYDROLOGICAL SENSITIVITY. *Water Resour. Res.* 52, 3127–3142. <https://doi.org/10.1002/2016WR018607>

Lafaysse, M., Hingray, B., Mezghani, A., Gailhard, J., Terray, L., 2014. Internal variability and model uncertainty components in future hydrometeorological projections: The Alpine Durance basin. *Water Resour. Res.* 50, 3317–3341. <https://doi.org/10.1002/2013WR014897>

Lavenne, A., Andréassian, V., Thirel, G., Ramos, M. -H., Perrin, C., 2019. A Regularization Approach to Improve the Sequential Calibration of a Semidistributed Hydrological Model. *Water Resour. Res.* 55, 8821–8839. <https://doi.org/10.1029/2018WR024266>

Le Lay, M., Galle, S., Saulnier, G.M., Braud, I., 2007. Exploring the relationship between hydroclimatic stationarity and rainfall-runoff model parameter stability: A case study in West Africa: WATERSHED CHANGES TO MODEL PARAMETERS CHANGES. *Water Resour. Res.* 43. <https://doi.org/10.1029/2006WR005257>

Le Moine, N., 2008. Le bassin versant de surface vu par le souterrain : une voie d'amélioration des performances et du réalisme des modèles pluie-débit? (Thèse de doctorat). Université Pierre et Marie Curie.

Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R.M., Canadell, J.G., Sitch, S., Korsbakken, J.I., Friedlingstein, P., Peters, G.P., Andres, R.J., Boden, T.A., Houghton, R.A., House, J.I., Keeling, R.F., Tans, P., Arneeth, A., Bakker, D.C.E., Barbero, L., Bopp, L., Chang, J., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Fader, M., Feely, R.A., Gkritzalis, T., Harris, I., Hauck, J., Ilyina, T., Jain, A.K., Kato, E., Kitidis, V., Klein Goldewijk, K., Koven, C., Landschützer, P., Lauvset, S.K., Lefèvre, N., Lenton, A., Lima, I.D., Metzl, N., Millero, F., Munro, D.R., Murata, A., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S., Nojiri, Y., O'Brien, K., Olsen, A., Ono, T., Pérez, F.F., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Rödenbeck, C., Saito, S., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Steinhoff, T., Stocker, B.D., Sutton, A.J., Takahashi, T., Tilbrook, B., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., van Heuven, S., Vandemark, D., Viovy, N., Wiltshire, A., Zaehle, S., Zeng, N., 2015. Global Carbon Budget 2015. *Earth Syst. Sci. Data* 7, 349–396. <https://doi.org/10.5194/essd-7-349-2015>

Leleu, I., Tonnelier, I., Puechberty, R., Guin, P., Viquendi, I., Cobos, L., Foray, A., Baillon, M., Ndimba, P.-O., 2014. La refonte du système d'information national pour la gestion et la mise à disposition des données hydrométriques. *La Houille Blanche* 100, 25–32. <https://doi.org/10.1051/lhb/2014004>

Lemaitre-Basset, T., 2021. R functions to compute potential evaporation. Portail Data INRAE. <https://doi.org/10.15454/NCNCHG>

Lemaitre-Basset, T., Collet, L., Thirel, G., Parajka, J., Evin, G., Hingray, B., 2021a. Climate change impact and uncertainty analysis on hydrological extremes in a French Mediterranean catchment. *Hydrological Sciences Journal* 66, 888–903. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1895437>

Lemaitre-Basset, T., Oudin, L., Thirel, G., 2022. Evapotranspiration in hydrological models under rising CO<sub>2</sub>: a jump into the unknown. *Climatic Change* 172, 36. <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03384-1>

Lemaitre-Basset, T., Oudin, L., Thirel, G., Collet, L., 2021b. Unravelling the contribution of potential evaporation formulation to uncertainty under climate change. <https://doi.org/10.5194/hess-2021-361>

Lemordant, L., Gentine, P., Swann, A.S., Cook, B.I., Scheff, J., 2018. Critical impact of vegetation physiology on the continental hydrologic cycle in response to increasing CO<sub>2</sub>. *Proc Natl Acad Sci USA* 115, 4093–4098. <https://doi.org/10.1073/pnas.1720712115>

Lévêque, B., Branger, F., Crochemore, L., Montignoul, M., Sauquet, E., 2022. Water uses and climate change in the Rhône basin: quantification of the impact of different adaptation strategies on the resource. Presented at the I.S. Rivers Conference 2022, Lyon, p. 3.

Lhuissier, L., Lamblin, V., Sauquet, E., Arama, Y., Goulard, F., Strosser, P., 2016. Retour sur l'étude prospective Garonne 2050. *La Houille Blanche* 30–35. <https://doi.org/10.1051/lhb/2016057>

Liziard, S., Fernandez, S., Drogue, G., 2020. ÉTUDE SOCLIM: Savoirs climatiques et gestion de l'eau en Rhin-Meuse, Le cas du Massif des Vosges 140.

Lobligeois, F., Andréassian, V., Perrin, C., Tabary, P., Loumagne, C., 2013. When does higher spatial resolution rainfall information improve streamflow simulation? An evaluation on 3620 flood events. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 10, 12485–12536. <https://doi.org/10.5194/hessd-10-12485-2013>

Magand, C., Ducharne, A., Le Moine, N., Brigode, P., 2015. Parameter transferability under changing climate: case study with a land surface model in the Durance watershed, France. *Hydrological Sciences Journal* 60, 1408–1423. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.993643>

Managing Water Resources in the West Under Conditions of Climate Uncertainty: A Proceedings, 1991. National Academies Press, Washington, D.C. <https://doi.org/10.17226/1911>

Maraun, D., 2016. Bias Correcting Climate Change Simulations - a Critical Review. *Curr Clim Change Rep* 2, 211–220. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0050-x>

Marchane, A., Tramblay, Y., Hanich, L., Ruelland, D., Jarlan, L., 2017. Climate change impacts on surface water resources in the Rheraya catchment (High Atlas,



Morocco). *Hydrological Sciences Journal* 62, 979–995.  
<https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1283042>

Martini, T., Nieto, V., 2018. La croissance, déjà faible, de la population du Grand Est ralentit (démographique No. 89), INSEE ANALYSES GRAND EST. INSEE.

Marx, A., Kumar, R., Thober, S., Rakovec, O., Wanders, N., Zink, M., Wood, E.F., Pan, M., Sheffield, J., Samaniego, L., 2018. Climate change alters low flows in Europe under global warming of 1.5, 2, and 3 °C. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 1017–1032. <https://doi.org/10.5194/hess-22-1017-2018>

McCarthy, J.J., Change, I.P. on C. (Eds.), 2001. *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York.

McKenney, M.S., Rosenberg, N.J., 1993. Sensitivity of some potential evapotranspiration estimation methods to climate change. *Agricultural and Forest Meteorology* 64, 81–110. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90095-Y](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90095-Y)

McMahon, T.A., Peel, M.C., Lowe, L., Srikanthan, R., McVicar, T.R., 2013. Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: a pragmatic synthesis. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 1331–1363. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1331-2013>

Mearns, L.O., Bogardi, I., Giorgi, F., Matyasovszky, I., Palecki, M., 1999. Comparison of climate change scenarios generated from regional climate model experiments and statistical downscaling. *J. Geophys. Res.* 104, 6603–6621. <https://doi.org/10.1029/1998JD200042>

Meinshausen, M., Smith, S.J., Calvin, K., Daniel, J.S., Kainuma, M.L.T., Lamarque, J.-F., Matsumoto, K., Montzka, S.A., Raper, S.C.B., Riahi, K., Thomson, A., Velders, G.J.M., van Vuuren, D.P.P., 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change* 109, 213–241. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0156-z>

Merz, R., Parajka, J., Blöschl, G., 2011. Time stability of catchment model parameters: Implications for climate impact analyses: TIME STABILITY OF CATCHMENT MODEL PARAMETERS. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009505>

Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S., Dezetter, A., Fabre, J., Servat, E., 2012. Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin: What will be the medium-term impact on water stress? *Comptes Rendus Geoscience* 344, 432–440. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2012.07.006>

Milly, P.C.D., Dunne, K.A., 2017. A Hydrologic Drying Bias in Water-Resource Impact Analyses of Anthropogenic Climate Change. *J Am Water Resour Assoc* 53, 822–838. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12538>

Milly, P.C.D., Dunne, K.A., 2016. Potential evapotranspiration and continental drying. *Nature Clim Change* 6, 946–949. <https://doi.org/10.1038/nclimate3046>

Mockler, E.M., Chun, K.P., Sapriaza-Azuri, G., Bruen, M., Wheeler, H.S., 2016. Assessing the relative importance of parameter and forcing uncertainty and their interactions in conceptual hydrological model simulations. *Advances in Water Resources* 97, 299–313. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2016.10.008>

Montanari, A., Young, G., Savenije, H.H.G., Hughes, D., Wagener, T., Ren, L.L., Koutsoyiannis, D., Cudennec, C., Toth, E., Grimaldi, S., Blöschl, G., Sivapalan, M., Beven, K., Gupta, H., Hipsey, M., Schaeffli, B., Arheimer, B., Boegh, E., Schymanski, S.J., Di Baldassarre, G., Yu, B., Hubert, P., Huang, Y., Schumann, A., Post, D.A., Srinivasan, V., Harman, C., Thompson, S., Rogger, M., Viglione, A., McMillan, H., Characklis, G., Pang, Z., Belyaev, V., 2013. “Panta Rhei—Everything Flows”: Change in hydrology and society—The IAHS Scientific Decade 2013–2022. *Hydrological Sciences Journal* 58, 1256–1275. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.809088>

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. *Symp Soc Exp Biol* 19, 205–234.

Montesarchio, M., Zollo, A.L., Bucchignani, E., Mercogliano, P., Castellari, S., 2014. Performance evaluation of high-resolution regional climate simulations in the Alpine space and analysis of extreme events: Performance evaluation high-resolution. *J. Geophys. Res. Atmos.* 119, 3222–3237. <https://doi.org/10.1002/2013JD021105>

Montginoul, M., 2013. La consommation d’eau en France : historique, tendances contemporaines, déterminants: *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 10, 68–73. <https://doi.org/10.3917/set.010.0011>

Morton, F.I., 1983. Operational estimates of areal evapotranspiration and their significance to the science and practice of hydrology. *Journal of Hydrology* 66, 1–76. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(83\)90177-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90177-4)

Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463, 747–756. <https://doi.org/10.1038/nature08823>

Nandakumar, N., Mein, R.G., 1997. Uncertainty in rainfall—runoff model simulations and the implications for predicting the hydrologic effects of land-use

change. *Journal of Hydrology* 192, 211–232. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03106-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03106-X)

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

Naumann, G., Alfieri, L., Wyser, K., Mentaschi, L., Betts, R.A., Carrao, H., Spinoni, J., Vogt, J., Feyen, L., 2018. Global Changes in Drought Conditions Under Different Levels of Warming. *Geophys. Res. Lett.* 45, 3285–3296. <https://doi.org/10.1002/2017GL076521>

Nicolle, P., Pushpalatha, R., Perrin, C., François, D., Thiéry, D., Mathevet, T., Le Lay, M., Besson, F., Soubeyroux, J.-M., Viel, C., Regimbeau, F., Andréassian, V., Maugis, P., Augeard, B., Morice, E., 2014. Benchmarking hydrological models for low-flow simulation and forecasting on French catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 2829–2857. <https://doi.org/10.5194/hess-18-2829-2014>

Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique (France), 2012. L'adaptation de la France au changement climatique: rapport au Premier ministre et au Parlement. Documentation française, Paris.

Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., Loumagne, C., 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model? *Journal of Hydrology* 303, 290–306. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.026>

Oudin, L., Perrin, C., Mathevet, T., Andréassian, V., Michel, C., 2006. Impact of biased and randomly corrupted inputs on the efficiency and the parameters of watershed models. *Journal of Hydrology* 320, 62–83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.016>

Pachauri, R.K., Mayer, L., Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds.), 2015. Climate change 2014: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

Pan, S., Tian, H., Dangal, S.R.S., Yang, Q., Yang, J., Lu, C., Tao, B., Ren, W., Ouyang, Z., 2015. Responses of global terrestrial evapotranspiration to climate change and increasing atmospheric CO<sub>2</sub> in the 21st century. *Earth's Future* 3, 15–35. <https://doi.org/10.1002/2014EF000263>

Parajka, J., Blaschke, A.P., Blöschl, G., Haslinger, K., Hepp, G., Laaha, G., Schöner, W., Trautvetter, H., Viglione, A., Zessner, M., 2016. Uncertainty contributions to low-flow projections in Austria. *Hydrology and Earth System Sciences* 20, 2085–2101. <https://doi.org/10.5194/hess-20-2085-2016>

Payan, J.-L., Perrin, C., Andréassian, V., Michel, C., 2008. How can man-made water reservoirs be accounted for in a lumped rainfall–runoff model ? :MAN-MADE

RESERVOIRS IN A RUNOFF MODEL. *Water Resour. Res.* 44.  
<https://doi.org/10.1029/2007WR005971>

Peiris, T.A., Döll, P., 2021. A simple approach to mimic the effect of active vegetation in hydrological models to better estimate hydrological variables under climate change (other). *pico*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-12025>

Pelletier, A., Andréassian, V., 2022. On constraining a lumped hydrological model with both piezometry and streamflow: results of a large sample evaluation. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 26, 2733–2758. <https://doi.org/10.5194/hess-26-2733-2022>

Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. Lond. A* 193, 120–145. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>

Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279, 275–289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)

Piani, C., Haerter, J.O., 2012. Two dimensional bias correction of temperature and precipitation copulas in climate models. *Geophys. Res. Lett.* 39, 2012GL053839. <https://doi.org/10.1029/2012GL053839>

Polebitski, A.S., Palmer, R.N., Waddell, P., 2011. Evaluating Water Demands under Climate Change and Transitions in the Urban Environment. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 137, 249–257. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000112](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000112)

Prein, A.F., Gobiet, A., Truhetz, H., Keuler, K., Goergen, K., Teichmann, C., Fox Maule, C., van Meijgaard, E., Déqué, M., Nikulin, G., Vautard, R., Colette, A., Kjellström, E., Jacob, D., 2016. Precipitation in the EURO-CORDEX 0.11° and 0.44° simulations: high resolution, high benefits? *Clim Dyn* 46, 383–412. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2589-y>

Priestley, C.H.B., Taylor, R.J., 1972. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Mon. Wea. Rev.* 100, 81–92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2)

Prudhomme, C., Giuntoli, I., Robinson, E.L., Clark, D.B., Arnell, N.W., Dankers, R., Fekete, B.M., Franssen, W., Gerten, D., Gosling, S.N., Hagemann, S., Hannah, D.M., Kim, H., Masaki, Y., Satoh, Y., Stacke, T., Wada, Y., Wisser, D., 2014. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 111, 3262–3267. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222473110>

Prudhomme, C., Williamson, J., 2013. Derivation of RCM-driven potential evapotranspiration for hydrological climate change impact analysis in Great Britain: a comparison of methods and associated uncertainty in future projections. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 1365–1377. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1365-2013>

Pushpalatha, R., Perrin, C., Le Moine, N., Mathevet, T., Andréassian, V., 2011. A downward structural sensitivity analysis of hydrological models to improve low-flow simulation. *Journal of Hydrology* 411, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.034>

Rasmussen, J., Sonnenborg, T.O., Stisen, S., Seaby, L.P., Christensen, B.S.B., Hinsby, K., 2012. Climate change effects on irrigation demands and minimum stream discharge: impact of bias-correction method. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 4675–4691. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4675-2012>

Rauscher, S.A., Coppola, E., Piani, C., Giorgi, F., 2010. Resolution effects on regional climate model simulations of seasonal precipitation over Europe. *Clim Dyn* 35, 685–711. <https://doi.org/10.1007/s00382-009-0607-7>

Ravazzani, G., Barbero, S., Salandin, A., Senatore, A., Mancini, M., 2015. An integrated Hydrological Model for Assessing Climate Change Impacts on Water Resources of the Upper Po River Basin. *Water Resour Manage* 29, 1193–1215. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0868-8>

Renner, M., Bernhofer, C., 2012. Applying simple water-energy balance frameworks to predict the climate sensitivity of streamflow over the continental United States. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 2531–2546. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2531-2012>

Rinaudo, J.-D., 2015. Long-Term Water Demand Forecasting, in: Grafton, Q., Daniell, K.A., Nauges, C., Rinaudo, J.-D., Chan, N.W.W. (Eds.), *Understanding and Managing Urban Water in Transition*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 239–268. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-9801-3\\_11](https://doi.org/10.1007/978-94-017-9801-3_11)

Rogers, H.H., Bingham, G.E., Cure, J.D., Smith, J.M., Surano, K.A., 1983. Responses of Selected Plant Species to Elevated Carbon Dioxide in the Field. *J. environ. qual.* 12, 569–574. <https://doi.org/10.2134/jeq1983.00472425001200040028x>

Rosenberg, N., Mckenney, M., Martin, P., 1989. Evapotranspiration in a greenhouse-warmed world: A review and a simulation. *Agricultural and Forest Meteorology* 47, 303–320. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(89\)90102-0](https://doi.org/10.1016/0168-1923(89)90102-0)

Roudier, P., Andersson, J.C.M., Donnelly, C., Feyen, L., Greuell, W., Ludwig, F., 2016. Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2°C global warming. *Climatic Change* 135, 341–355. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1570-4>

Rudd, A.C., Kay, A.L., 2016. Use of very high resolution climate model data for hydrological modelling: estimation of potential evaporation. *Hydrology Research* 47, 660–670. <https://doi.org/10.2166/nh.2015.028>

Santos, L., Thirel, G., Perrin, C., 2018. Technical note: Pitfalls in using log-transformed flows within the KGE criterion. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 4583–4591. <https://doi.org/10.5194/hess-22-4583-2018>

Sauquet, E., 2015. R2D2 2050 Risque, ressource en eau et gestion durable de la Durance en 2050 10.

Sauquet, E., Arama, Y., Blanc-Coutagne, E., Bouscasse, H., Branger, F., Braud, I., Brun, J.-F., Cherel, J., Cipriani, T., Datry, T., Ducharne, A., Hendrickx, F., Hingray, B., Krowicki, F., Le Goff, I., Le Lay, M., Magand, C., Malerbe, F., Mathevet, T., Mezghani, A., Monteil, C., Perrin, C., Poulhe, P., Rossi, A., Samie, R., Strosser, P., Thirel, G., Tilmant, F., Vidal, J.-P., 2016. Le partage de la ressource en eau sur la Durance en 2050 : vers une évolution du mode de gestion des grands ouvrages duranciens ? *La Houille Blanche* 25–31. <https://doi.org/10.1051/lhb/2016046>

Sauquet, E., Chatel, T., Martin, E., 2019. Vers l'élaboration de nouvelles projections hydro-climatiques pour les stratégies d'adaptation au niveau des bassins versants français.

Sauquet, E., Dupeyrat, A., Hendrickx, F., Perrin, C., Samie, R., Vidal, J., 2010. IMAGINE 2030, Climat et Aménagements de la Garonne: Quelles Incertitudes sur la Ressource en eau en 2030. IMAGINE 2030.

Sauquet, E., Leblois, E., Renard, B., Haond, M., Jouve, D., 2005. Examen de la vulnérabilité de la ressource en eau vis à vis des fluctuations climatiques. Application aux étiages du bassin du Rhône 57.

Sauquet, E., Thirel, G., Vergnes, J.-P., Habets, F., 2023. Rapport Explore2 synthese Connaissance Metropole. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.57745/V4G4Y9>

Sauquet, E., Thirel, G., Vergnes, J.-P., Habets, F., 2022. Etude d'impact du chngement climatique sur le régime hydrologique en france métropolitaine – Synthèse bibliographique.

Scheff, J., Frierson, D.M.W., 2014. Scaling Potential Evapotranspiration with Greenhouse Warming. *Journal of Climate* 27, 1539–1558. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00233.1>

Schwingshackl, C., Davin, E.L., Hirschi, M., Sørland, S.L., Wartenburger, R., Seneviratne, S.I., 2019. Regional climate model projections underestimate future warming due to missing plant physiological CO<sub>2</sub> response. *Environ. Res. Lett.* 14, 114019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4949>

Seibert, J., Vis, M.J.P., 2012. Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 3315–3325. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3315-2012>

Seiller, G., Anctil, F., 2016a. How do potential evapotranspiration formulas influence hydrological projections? *Hydrological Sciences Journal* 61, 2249–2266. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1100302>

Seiller, G., Anctil, F., 2016b. How do potential evapotranspiration formulas influence hydrological projections? *Hydrological Sciences Journal* 61, 2249–2266. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1100302>

Seiller, G., Anctil, F., Perrin, C., 2012. Multimodel evaluation of twenty lumped hydrological models under contrasted climate conditions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20.

Seiller, G., Roy, R., Anctil, F., 2017. Influence of three common calibration metrics on the diagnosis of climate change impacts on water resources. *Journal of Hydrology* 547, 280–295. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.004>

Shaw, S.B., Riha, S.J., 2011. Assessing temperature-based PET equations under a changing climate in temperate, deciduous forests. *Hydrol. Process.* 25, 1466–1478. <https://doi.org/10.1002/hyp.7913>

Simonet, G., 2015. Une brève histoire de l'adaptation : l'évolution conceptuelle au fil des rapports du GIEC (1990-2014). *Nat. Sci. Soc.* 23, S52–S64. <https://doi.org/10.1051/nss/2015018>

Soubeyroux, J.-M., Bernus, S., Corre, L., Drouin, A., Dubuisson, B., Etchevers, P., Gouget, V., Jousse, P., Kerdoncuff, M., Samacoits, R., Tocquer, F., 2020. Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole. Météo France.

Srinivasan, V., Lambin, E.F., Gorelick, S.M., Thompson, B.H., Rozelle, S., 2012. The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies. *Water Resour. Res.* 48, 2011WR011087. <https://doi.org/10.1029/2011WR011087>

Strohmenger, L., Sauquet, E., Bernard, C., Bonneau, J., Branger, F., Bresson, A., Brigode, P., Buzier, R., de Lavenne, A., Delaigue, O., Devers, A., Evin, G., Fournier, M., Hsu, S.-C., Lanini, S., Lemaitre-Basset, T., Magand, C., Mendoza Guimarães, G., Mentha, M., Munier, S., Perrin, C., Podechard, T., Rouchy, L., Sadki, M., Soutif-Bellenger, M., Tilmant, F., Trambly, Y., Véron, A.-L., Vidal, J.-P., Thirel, G., 2023. On the visual detection of non-natural records in streamflow time series: challenges and impacts (preprint). *Hydrometeorology/Uncertainty analysis*. <https://doi.org/10.5194/hess-2023-58>

Switanek, M.B., Troch, P.A., Castro, C.L., Leuprecht, A., Chang, H.-I., Mukherjee, R., Demaria, E.M.C., 2017. Scaled distribution mapping: a bias correction method that preserves raw climate model projected changes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 2649–2666. <https://doi.org/10.5194/hess-21-2649-2017>

Sylla, M.B., Faye, A., Giorgi, F., Diedhiou, A., Kunstmann, H., 2018. Projected Heat Stress Under 1.5 °C and 2 °C Global Warming Scenarios Creates Unprecedented Discomfort for Humans in West Africa. *Earth's Future* 6, 1029–1044. <https://doi.org/10.1029/2018EF000873>

Thierion, C., Longuevergne, L., Habets, F., Ledoux, E., Ackerer, P., Majdalani, S., Leblois, E., Lecluse, S., Martin, E., Queguiner, S., Viennot, P., 2012. Assessing the water balance of the Upper Rhine Graben hydrosystem. *Journal of Hydrology* 424–425, 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.028>

Thirel, G., 2018. Evolutions des débits futurs sur le bassin du Rhin en contexte de changement climatique. (Rapport final du projet MOSARH21).

Thirel, G., n.d. Rapport\_Naturalisation\_CHIMERE21\_vfinale.pdf.

Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., 2015. On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrological Sciences Journal* 60, 1165–1173. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>

Thirel, G., Collet, L., Rousset, F., Delaigue, O., François, D., Gailhard, J., Lay, M.L., Perrin, C., Reverdy, M., Samacoits, R., Terrier, M., Vidal, J.-P., Wagner, J.-P., n.d. Projet CHIMERE 21. CHIers - Meuse: Evolution du Régime hydrologique au 21e siècle.

Thompson, J.R., Green, A.J., Kingston, D.G., 2014. Potential evapotranspiration-related uncertainty in climate change impacts on river flow: An assessment for the Mekong River basin. *Journal of Hydrology* 510, 259–279. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.010>

Tilmant, F., Nicolle, P., Bourgin, F., Besson, F., Delaigue, O., Etchevers, P., François, D., Le Lay, M., Perrin, C., Rousset, F., Thiéry, D., Magand, C., Leurent, T., Jacob, É., 2020. PREMHYCE : un outil opérationnel pour la prévision des étiages. *La Houille Blanche* 106, 37–44. <https://doi.org/10.1051/lhb/2020043>

Toth, E., Bragalli, C., Neri, M., 2018. Assessing the significance of tourism and climate on residential water demand: Panel-data analysis and non-linear modelling of monthly water consumptions. *Environmental Modelling & Software* 103, 52–61. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.01.011>

Tramblay, Y., Jarlan, L., Hanich, L., Somot, S., 2018. Future Scenarios of Surface Water Resources Availability in North African Dams. *Water Resour Manage* 32, 1291–1306. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1870-8>

Tyndall, J., 1859. On the Transmission of Heat of Different Qualities through Gases of Different Kinds. *Proceedings of the Royal Institution* 3, 155–158.

van der Velde, Y., Vercauteren, N., Jaramillo, F., Dekker, S.C., Destouni, G., Lyon, S.W., 2014. Exploring hydroclimatic change disparity via the Budyko



framework: EXPLORING HYDROCLIMATIC CHANGE DISPARITY. *Hydrol. Process.* 28, 4110–4118. <https://doi.org/10.1002/hyp.9949>

Vannier, O., Braud, I., 2012. Calcul d'une évapotranspiration de référence spatialisée pour la modélisation hydrologique à partir des données de la réanalyse SAFRAN de Météo-France.

Vaze, J., Post, D.A., Chiew, F.H.S., Perraud, J.-M., Viney, N.R., Teng, J., 2010. Climate non-stationarity – Validity of calibrated rainfall–runoff models for use in climate change studies. *Journal of Hydrology* 394, 447–457. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.09.018>

Veldkamp, T.I.E., Zhao, F., Ward, P.J., de Moel, H., Aerts, J.C.J.H., Schmied, H.M., Portmann, F.T., Masaki, Y., Pokhrel, Y., Liu, X., Satoh, Y., Gerten, D., Gosling, S.N., Zaherpour, J., Wada, Y., 2018. Human impact parameterizations in global hydrological models improve estimates of monthly discharges and hydrological extremes: a multi-model validation study. *Environ. Res. Lett.* 13, 055008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab96f>

Verfaillie, D., Déqué, M., Morin, S., Lafaysse, M., 2017. The method ADAMONT v1.0 for statistical adjustment of climate projections applicable to energy balance land surface models. *Geoscientific Model Development* 10, 4257–4283. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4257-2017>

Vidal, J.-P., 2019. Écrire l'hydrologie de l'Anthropocène (Mémoire pour l'habilitation à diriger des recherches). l'Unité de Recherche RiverLy d'Irstea.

Vidal, J.-P., Hingray, B., Magand, C., Sauquet, E., Ducharne, A., 2016. Hierarchy of climate and hydrological uncertainties in transient low-flow projections. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 3651–3672. <https://doi.org/10.5194/hess-20-3651-2016>

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, 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>

Vrac, M., Drobinski, P., Merlo, A., Herrmann, M., Lavaysse, C., Li, L., Somot, S., 2012. Dynamical and statistical downscaling of the French Mediterranean climate: uncertainty assessment. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 12, 2769–2784. <https://doi.org/10.5194/nhess-12-2769-2012>

Vrac, M., Friederichs, P., 2015. Multivariate–Intervariable, Spatial, and Temporal–Bias Correction\*. *Journal of Climate* 28, 218–237. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00059.1>

Wada, Y., Wisser, D., Bierkens, M.F.P., 2014. Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. *Earth Syst. Dynam.* 5, 15–40. <https://doi.org/10.5194/esd-5-15-2014>

Wada, Y., Wisser, D., Eisner, S., Flörke, M., Gerten, D., Haddeland, I., Hanasaki, N., Masaki, Y., Portmann, F.T., Stacke, T., Tessler, Z., Schewe, J., 2013. Multimodel projections and uncertainties of irrigation water demand under climate change: IRRIGATION DEMAND UNDER CLIMATE CHANGE. *Geophys. Res. Lett.* 40, 4626–4632. <https://doi.org/10.1002/grl.50686>

Wang, S., Zhang, Y., Ju, W., Chen, J.M., Ciais, P., Cescatti, A., Sardans, J., Janssens, I.A., Wu, M., Berry, J.A., Campbell, E., Fernández-Martínez, M., Alkama, R., Sitch, S., Friedlingstein, P., Smith, W.K., Yuan, W., He, W., Lombardozzi, D., Kautz, M., Zhu, D., Lienert, S., Kato, E., Poulter, B., Sanders, T.G.M., Krüger, I., Wang, R., Zeng, N., Tian, H., Vuichard, N., Jain, A.K., Wiltshire, A., Haverd, V., Goll, D.S., Peñuelas, J., 2020. Recent global decline of CO<sub>2</sub> fertilization effects on vegetation photosynthesis. *Science* 370, 1295–1300. <https://doi.org/10.1126/science.abb7772>

Wang, W., Xing, W., Shao, Q., 2015. How large are uncertainties in future projection of reference evapotranspiration through different approaches? *Journal of Hydrology* 524, 696–700. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.033>

White, R.P., Hagen, A., Robertson, J.T., 1976. Experimental evaluation of the spasmogenicity of dopamine on the basilar artery. *J Neurosurg* 44, 45–49. <https://doi.org/10.3171/jns.1976.44.1.0045>

Wilby, R.L., Dessai, S., 2010. Robust adaptation to climate change. *Weather* 65, 180–185. <https://doi.org/10.1002/wea.543>

Williamson, T.N., Nystrom, E.A., Milly, P.C.D., 2016. Sensitivity of the projected hydroclimatic environment of the Delaware River basin to formulation of potential evapotranspiration. *Climatic Change* 139, 215–228. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1782-2>

Winkler, A.J., Myneni, R.B., Hannart, A., Sitch, S., Haverd, V., Lombardozzi, D., Arora, V.K., Pongratz, J., Nabel, J.E.M.S., Goll, D.S., Kato, E., Tian, H., Arneeth, A., Friedlingstein, P., Jain, A.K., Zaehle, S., Brovkin, V., 2021. Slowdown of the greening trend in natural vegetation with further rise in atmospheric CO<sub>2</sub>; *Biogeosciences* 18, 4985–5010. <https://doi.org/10.5194/bg-18-4985-2021>

Wu, Y., Liu, S., Abdul-Aziz, O.I., 2012. Hydrological effects of the increased CO<sub>2</sub> and climate change in the Upper Mississippi River Basin using a modified SWAT. *Climatic Change* 110, 977–1003. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0087-8>

Xiao, M., Yu, Z., Kong, D., Gu, X., Mammarella, I., Montagnani, L., Arain, M.A., Merbold, L., Magliulo, V., Lohila, A., Buchmann, N., Wolf, S., Gharun, M., Hörtnagl, L., Beringer, J., Gioli, B., 2020. Stomatal response to decreased relative humidity constrains the acceleration of terrestrial evapotranspiration. *Environ. Res. Lett.* 15, 094066. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9967>

Yang, Y., Roderick, M.L., Zhang, S., McVicar, T.R., Donohue, R.J., 2019a. Hydrologic implications of vegetation response to elevated CO<sub>2</sub> in climate projections. *Nature Clim Change* 9, 44–48. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0361-0>

Yang, Y., Roderick, M.L., Zhang, S., McVicar, T.R., Donohue, R.J., 2019b. Hydrologic implications of vegetation response to elevated CO<sub>2</sub> in climate projections. *Nature Clim Change* 9, 44–48. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0361-0>

Yates, D., Sieber, J., Purkey, D., Huber-Lee, A., 2005. WEAP21—A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model: Part 1: Model Characteristics. *Water International* 30, 487–500. <https://doi.org/10.1080/02508060508691893>

Yin, J., He, F., Xiong, Y.J., Qiu, G.Y., 2017. Effects of land use/land cover and climate changes on surface runoff in a semi-humid and semi-arid transition zone in northwest China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21, 183–196. <https://doi.org/10.5194/hess-21-183-2017>